



**Isabel Sofia Ferreira  
Alves**

**Remoção de sólidos da água do rio Vouga para  
abastecimento público**



**Isabel Sofia Ferreira  
Alves**

**Remoção de sólidos da água do rio Vouga para  
abastecimento público**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Doutor José de Jesus Figueiredo da Silva, Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

*“There is only one good, knowledge, and one evil, ignorance.”*

- Sócrates

## **o júri**

presidente

**Professor Doutor Luís Manuel Guerreiro Alves Arroja**

Professor Associado do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

**Engenheiro Fausto Manuel Melo de Oliveira**

Especialista da Águas do Vouga – Exploração e Gestão do Sistema Regional do Carvoeiro S. A.

**Professor Doutor José de Jesus da Figueiredo Silva**

Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

## **agradecimentos**

Desde mais agradeço a todas as pessoas que me ajudaram e acompanharam nesta etapa muito importante da minha vida. Agradeço em especial:

Ao meu orientador Prof. Doutor José Figueiredo da Silva, pela disponibilidade, compreensão e apoio.

À Águas de Vouga, S. A. por me ter acolhido, ajudado e acompanhado ao longo deste trabalho, em especial ao Senhor Pinto, Engenheira Ana Camacho e todos os funcionários da empresa e Laboratório Luságua que interagi.

Aos meus pais, avó e irmão por todo o apoio e compreensão ao longo da minha vida académica.

E sem esquecer, aos amigos Sofia, Daniel, Sandra, Andreia, Marta, Dulce, Dani, Tânia e Cláudia, entre outros. Obrigada pela companhia e apoio constante.

Obrigada por tudo!

## palavras-chave

Coagulação – floculação, filtração, filtração direta, sólidos suspensos, alumínio

## resumo

Atendendo à necessidade de aumentar o caudal captado no rio Vouga para abastecimento público, está prevista a captação direta e a introdução de uma sequência de tratamentos que visam a remoção de sólidos suspensos na água e a redução de cor e de turbidez. A presente dissertação tem como objetivo a otimização de uma sequência de operações de tratamento como a coagulação – floculação e a filtração para produzir água com qualidade para abastecimento público a partir de água captada diretamente no rio Vouga junto à ETA do Carvoeiro.

Através de ensaios laboratoriais *jar-test*, definiu-se o sulfato de alumínio como coagulante ideal para as águas do rio Vouga; para tal, nos ensaios foram medidos os parâmetros turbidez, absorção UV, SST, SSV e alumínio, tanto nas amostras de água bruta como no sobrenadante dos ensaios. A dose e gama de pH ótimas para o tratamento foram de 9,6 mg  $\text{Al}^{3+}/\text{L}$  e de 7 a 8 respetivamente. Os ensaios de filtração à escala piloto, realizados junto à captação do Carvoeiro, foram de quatro tipos: filtrações em branco, filtração direta apenas com coagulante, filtração direta com coagulante e floculante e, por último, filtração convencional. Todos os ensaios foram realizados com uma velocidade de filtração de 12,6 m/h. Através de valores de bactérias coliformes, coliformes fecais, SST, SSV, turbidez, cor e absorção UV medidos antes e após as filtrações concluiu-se que tanto a filtração direta como a convencional são opções à implementação. Foram identificados como problemas a resolver o excesso de alumínio na água após tratamento, tanto de laboratório como à escala piloto e a necessidade de avaliar a eficiência do tratamento proposto nas situações mais desfavoráveis.

**keywords**

Coagulation – flocculation, filtration, direct filtration, suspended solids, aluminum

**abstract**

Taking account of the necessity to increase the flow rate from Vouga river to public supply, it's planned the direct catchment and introduction of a treatment sequence that aim the suspended solids removal and the reduction of colour and turbidity. The present dissertation focuses on the optimization of a treatment operations sequence as coagulation – flocculation and filtration to produce water with quality to public supply from water captured directly from Vouga river near Carvoeiro's ETA.

Through laboratory tests as jar-tests, it was defined that aluminum sulphate is the ideal coagulant to the Vouga river waters; to accomplish that, it was measured during the tests the parameters such as turbidity, UV absorption, TSS, VSS and aluminum on the raw water samples and on the supernatant from the tests. The optimal dosage and the pH range for the treatment were 9.6 mg Al<sup>3+</sup>/L and 7 to 8 respectively. The tests of filtration on pilot scale conducted near the Carvoeiro catchment, were four types: blank filtration, direct filtration with just a coagulant, direct filtration with coagulant and flocculant and the last one, conventional filtration. All the tests were performed with a filtration rate of 12.6 m/h. Through values of coliforms bacteria, faecal coliforms, TSS, VSS, turbidity, colour and UV absorption measured before and after the filtrations, it was concluded that both direct and conventional filtration are good candidates to the implementation.

There were identified as problems to solve the excess of aluminum in the water after the treatment, both in the laboratory and pilot scale tests and the need to evaluate the efficiency of the proposed treatment in the most unfavorable situations.

## Índice Geral

Índice de Figuras .....	iii
Índice de Tabelas.....	vi
Lista de Abreviaturas.....	viii
Capítulo 1. Introdução .....	1
1.1 – Fontes de água para abastecimento público .....	1
1.2 – Área de estudo .....	1
1.2.1 - Bacia Hidrográfica do Rio Vouga .....	1
1.2 – Águas do Vouga, S. A. ....	11
1.3 – Objetivos do Trabalho .....	13
Capítulo 2. Tratamento da água para abastecimento público .....	15
2.1 – Remoção de partículas por coagulação – floculação .....	15
2.1.1 - Propriedades das partículas de uma suspensão .....	16
2.1.2 – Coagulação .....	17
2.1.3 – Floculação.....	21
2.1.5 – Fatores que influenciam o processo de coagulação – floculação .....	22
2.2 – Filtração .....	25
2.2.1 – Filtração direta .....	27
2.2.2 – Características das águas adequadas à filtração direta .....	28
Capítulo 3. Metodologia .....	29
3.1 – Ensaio de laboratório.....	29
3.1.1 – Amostragem .....	29
3.1.2 – <i>Jar – test</i> .....	29
3.1.3 – Parâmetros de controlo e de caracterização da água.....	33
3.2 – Ensaio de filtração à escala piloto no Carvoeiro .....	39



3.2.1 – Montagem do sistema.....	39
3.2.2 – Procedimento .....	42
Capítulo 4. Resultados e Discussão.....	45
4.1 – Variação do estado do rio durante os ensaios laboratoriais.....	45
4.2 - Coagulantes .....	47
4.2.1 – Sulfato de alumínio <i>versus</i> cloreto de alumínio .....	47
4.2.2 – Sulfato de alumínio <i>versus</i> PAX XL10 .....	49
4.2.3 – Influência do floculante.....	54
4.2.4 – Nível de alumínio nos ensaios laboratoriais.....	58
4.2.5 – Ensaio de filtração à escala piloto no Carvoeiro .....	61
4.2.6 – Níveis de alumínio nos ensaios de filtração à escala piloto.....	70
Capítulo 5. Considerações finais e conclusões .....	73
Capítulo 6. Referências .....	75
Anexo 1 – Calibrações e padronizações .....	83
Anexo 2 – Observações durante os ensaios de filtração à escala piloto.....	87

## Índice de Figuras

Figura 1.1 - Localização geográfica das entidades gestoras dos serviços públicos de abastecimento de água em “alta” na área do PGBH. ....	8
Figura 1.2 – Localização geográfica das entidades gestoras dos serviços públicos de abastecimento de água em “baixa” na área do PGBH. ....	9
Figura 1.3 – Localização geográfica das captações de águas subterrâneas na área do PGBH nos anos de 2008 e 2012 [17]. ....	10
Figura 1.4 - Localização geográfica das captações de águas superficiais na área do PGBH nos anos de 2008 e 2012. ....	11
Figura 1.5 – Representação gráfica da evolução do consumo ( $m^3$ ) desde 1996 até 2010 e previsão do consumo após 2010. ....	13
Figura 3.1 – Fotografia do aparelho <i>jar-test</i> usado na fase de agitação lenta. ....	30
Figura 3.2 – Fotografia do sifão utilizado para remoção do sobrenadante nos ensaios laboratoriais. ....	32
Figura 3.3 – Fotografias da montagem do reservatório de $1 m^3$ . A – Localização da saída para o filtro (primeira abertura) e a torneira para esvaziar o depósito; B – Topo do reservatório após modificação. ....	40
Figura 3.4 – A- Posicionamento do filtro junto ao suporte da plataforma; B – Foto da bomba hidráulica utilizada, onde é visível o contador, os tubos que fazem ligação rio – bomba e bomba – reservatório e os restantes encaixes. ....	41
Figura 3.5 – A – Seixo; B – Zeólito de granulometria 1,0 a 3,0 mm; C – Zeólito de granulometria 0,4 a 1,0 mm. ....	41
Figura 3.6 – Montagem final do sistema de filtração para a realização de ensaios. ....	42
Figura 4.1 – Representação gráfica da precipitação diária no período entre 24/10/2011 e 31/07/2012 na área em estudo. As datas das amostragens encontram-se assinaladas tal como o período de precipitação mais intensa (entre 7 de abril e 8 de maio de 2012). O período de 12/06 a 04/07 corresponde ao período em que se realizaram os ensaios à escala piloto. ....	46
Figura 4.2 – Gráfico comparativo entre a turbidez (NTU) dos sobrenadantes de sulfato e cloreto de alumínio às concentrações de 18 e 30 $mg Al^{3+}/L$ . ....	48
Figura 4.3 - Representação gráfica de três parâmetros nas amostras de água bruta e nos sobrenadantes dos ensaios com os coagulantes sulfato de alumínio e PAX XL10 nas doses de 4,8, 9,6 e 18 $mg Al^{3+}/L$ . A – Turbidez (NTU); B – Absorção UV ( $cm^{-1}$ ); C – SST ( $mg/L$ ). ....	50
Figura 4.4 – Representação gráfica de três parâmetros nas amostras de água bruta e dos sobrenadantes do primeiro e segundo ensaios com o PAX XL10 nas doses de 4,8, 9,6 e 18 $mg Al^{3+}/L$ . A – SST ( $mg/L$ ); B – Turbidez (NTU); C – Absorção UV ( $cm^{-1}$ ). ....	51
Figura 4.5 – Representação gráfica de três parâmetros nas amostras de água bruta e nos sobrenadantes dos ensaios com sulfato de alumínio e PAX XL10 no pH 6, 7 e 8. A – SST ( $mg/L$ ); B – Turbidez (NTU); C – Absorção UV ( $cm^{-1}$ ). ....	53
Figura 4.6 – Representação gráfica de três parâmetros nos ensaios isolados em março e maio nas amostras de água bruta e nos sobrenadantes com o sulfato de alumínio nas doses de 4,8, 9,6 e 18 $mg Al^{3+}/L$ . ....	55
Figura 4.7 – Efeito de três concentrações de floculante, 0, 0,2 e 0,5 $mg/L$ , nos parâmetros: A – Turbidez (NTU); B – SST ( $mg/L$ ); C – Absorção UV ( $cm^{-1}$ ). ....	57

Figura 4.8 - Representação gráfica da concentração em alumínio ( $\mu\text{g/L}$ ) da amostra de água bruta e os sobrenadantes dos ensaios com os coagulantes sulfato de alumínio e PAX XL10 em meados de março e início de maio nas doses 4,8, 9,6 e 18 $\text{mg Al}^{3+}/\text{L}$ . A coluna a lilás representa o valor paramétrico para o alumínio presente na Parte III do Anexo I do Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto.....	58
Figura 4.9 - Representação gráfica da concentração em alumínio ( $\mu\text{g/L}$ ) da amostra de água bruta e os sobrenadantes dos ensaios com o coagulante PAX XL10 nas doses 4,8, 9,6 e 18 $\text{mg Al}^{3+}/\text{L}$ . A coluna a lilás representa o valor paramétrico para o alumínio presente na Parte III do Anexo I do Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto.....	59
Figura 4.10 - Representação gráfica da concentração em alumínio ( $\mu\text{g/L}$ ) da amostra de água bruta e os sobrenadantes dos ensaios com os coagulantes sulfato de alumínio e PAX XL10 no pH 6, 7 e 8. A coluna a lilás representa o valor paramétrico para o alumínio presente na Parte III do Anexo I do Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto.....	60
Figura 4.11 - Representação gráfica da concentração em alumínio ( $\mu\text{g/L}$ ) da amostra de água bruta e os sobrenadantes dos ensaios com o coagulante sulfato de alumínio em meados de março e início de maio nas doses 4,8, 9,6 e 18 $\text{mg Al}^{3+}/\text{L}$ . A coluna a lilás representa o valor paramétrico para o alumínio presente na Parte III do Anexo I do Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto...	60
Figura 4.12 - Representação gráfica do efeito na turbidez (NTU) da amostra de água bruta dos três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: os três dias de ensaios sem coagulante (E. Branco); os dois dias de filtração direta só com o coagulante (F. D. Coagulante); o dia de filtração direta com o coagulante e o floculante (F. D. Floculante).....	62
Figura 4.13 - Representação gráfica do efeito na cor ( $\text{mg/L PtCo}$ ) da amostra de água bruta dos três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: os três dias de ensaios sem coagulante (E. Branco); os dois dias de filtração direta só com o coagulante (F. D. Coagulante); o dia de filtração direta com o coagulante e o floculante (F. D. Floculante). ....	63
Figura 4.14 - Representação gráfica do efeito na quantidade de bactérias coliformes (UFC/100 mL) da amostra de água bruta dos três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: os três dias de ensaios em branco (E. Branco); os dois dias de filtração direta só com o coagulante (F. D. Coagulante); o dia de filtração direta com o coagulante e o floculante (F. D. Floculante).....	63
Figura 4.15 - Representação gráfica do efeito na quantidade de bactérias fecais (UFC/100 mL) da amostra de água bruta dos três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: os três dias de ensaios em branco (E. Branco); os dois dias de filtração direta só com o coagulante (F. D. Coagulante); o dia de filtração direta com o coagulante e o floculante (F. D. Floculante). ....	64
Figura 4.16 - Representação gráfica do efeito na absorção UV ( $\text{cm}^{-1}$ ) da amostra de água bruta dos três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: dois dias de ensaios em branco (E. Branco); os dois dias de filtração direta só com o coagulante (F. D. Coagulante); o dia de filtração direta com o coagulante e o floculante (F. D. Floculante).....	66
Figura 4.17 - Representação gráfica do efeito na turbidez (NTU) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional. ....	67
Figura 4.18 - Representação gráfica do efeito na cor ( $\text{mg/L PtCo}$ ) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional. ....	67

Figura 4.19 - Representação gráfica do efeito na quantidade de bactérias coliformes (UFC/100 mL) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional. ....	68
Figura 4.20 - Representação gráfica do efeito na quantidade de coliformes fecais (UFC/100 mL) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional. ....	69
Figura 4.21 - Representação gráfica da concentração de alumínio ( $\mu\text{g/L}$ ) antes e após os três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: ensaio sem coagulante (E. Branco); filtração direta apenas com coagulante (E. D. Coagulante); filtração direta com coagulante e floculante (E. D. Floculante). ....	70
Figura A.1 – Representação gráfica da uma reta de calibração com a turbidez (NTU) no eixo das abcissas e a absorvância no comprimento de onda de 253,7 nm no eixo das ordenadas e respetiva equação da reta. ....	84

## Índice de Tabelas

Tabela 3.1 - Listagem dos volumes da solução de sulfato de alumínio de 3000 mg Al <sup>3+</sup> /L e respectivas massas (mg Al <sup>3+</sup> ) e doses (mg Al <sup>3+</sup> /L). ....	31
Tabela 3.2 – Listagem dos volumes (mL) da solução de magnafloc LT25 de 100 mg/L e respectivas concentrações (mg/L) nos copos de ensaio (V <sub>amostra</sub> = 2500 mL). ....	32
Tabela 4.1 – Listagem das concentrações de alumínio (µg Al/L), clorofila a (mg/m <sup>3</sup> ), alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L), turbidez (NTU), SST (mg/L) e SSV (mg/L) da água do rio Vouga no local da captação do Carvoeiro nos dias das campanhas de amostragem. O alumínio, a turbidez e SST são também parâmetros de controlo. ....	45
Tabela 4.2 – Valores da temperatura (°C) e condutividade (µS/cm) do rio Vouga no local de captação do Carvoeiro nas campanhas de amostragem e respectivas observações. ....	47
Tabela 4.3 – Sólidos suspensos totais (mg/L) do sobrenadante dos ensaios <i>jar-test</i> com sulfato e cloreto de alumínio nas doses de 18 e 30 mg Al <sup>3+</sup> /L, e da água a analisar (amostra bruta). Absorção UV (cm <sup>-1</sup> ) dos sobrenadantes das doses referidas. ....	47
Tabela 4.4 – Volumes de lamas geradas pelos ensaios com os coagulantes sulfato de alumínio e PAX XL10 nas doses de 4,8, 9,6 e 18 mg Al <sup>3+</sup> /L.....	51
Tabela 4.5 – Volumes de lamas geradas pelos ensaios com os coagulantes sulfato de alumínio e PAX XL10 no pH 6, 7 e 8. ....	54
Tabela 4.6 – Volumes (mL) de lamas gerados pelo ensaio isolado com sulfato de alumínio no início de maio nas doses 4,8, 9,6 e 18 mg Al <sup>3+</sup> /L e o parâmetro de absorção UV (cm <sup>-1</sup> ) para as mesmas doses.....	56
Tabela 4.7 – Volumes (mL) de lamas geradas no ensaio com o coagulante sulfato de alumínio a 4,8 mg Al <sup>3+</sup> /L e floculante nas concentrações de 0, 0,2 e 0,5 mg/L. ....	57
Tabela 4.8 – Resumo dos volumes totais (mL) de coagulante, base e floculante gastos por cada dia de filtração e volume total filtrado (L). ....	61
Tabela 4.9 – Listagem dos SST (mg/L) e SSV (mg/L) das amostras de água bruta e à saída do filtro dos três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: os três dias de ensaios em branco (E. Branco); os dois dias de filtração direta só com o coagulante (F. D. Coagulante); o dia de filtração direta com o coagulante e o floculante (F. D. Floculante).....	65
Tabela 4.10 – Listagem dos SST (mg/L) e dos SSV (mg/L) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional. ....	69
Tabela 4.11 - Listagem da absorção UV (cm <sup>-1</sup> ) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional. ....	70
Tabela 4.12 - Listagem da concentração de alumínio (µg/L) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional. ....	71
4.13 – Listagem das percentagens de remoção dos parâmetros turbidez, cor, absorção UV, bactérias coliformes, coliformes fecais, SST e SST em todos os ensaios de filtração. ....	72
Tabela A.0.1 – Valores de turbidez (NTU) e absorvância no comprimento de onda de 253,7 nm utilizados na construção de uma reta de calibração.....	83
Tabela A.0.2 – Valores dos volumes (mL) de FAS registados na bureta antes e após a mudança de cor (V <sub>inicial</sub> e V <sub>final</sub> ) nas três réplicas e respetivo volume de FAS utilizado (ΔV); média dos volumes de FAS gastos.....	84

Tabela A.0.3 – Valores dos volumes (mL) de $\text{H}_2\text{SO}_4$ 0,02N gastos na titulação das três réplicas com 10 mL da solução padrão de $\text{Na}_2\text{CO}_3$ 0,05N. As réplicas (*) referem-se às soluções após fervura e correspondente volume de ácido gasto.....	85
Tabela A.0.4 – Observações e registo dos ensaios de filtração sem adição de químicos à escala piloto. Registo da data, número de filtração, volume (mL) de coagulante adicionado em cada filtração, volume (mL) da base de hidróxido de cálcio adicionada, volume de floculante (mL), velocidade de filtração (m/h) e volume (L) total filtrado.....	87
Tabela A.0.5 - Observações e registo dos ensaios de filtração com coagulante à escala piloto. Registo da data, número de filtração, volume (mL) de coagulante adicionado em cada filtração, volume (mL) da base de hidróxido de cálcio adicionada, volume de floculante (mL), velocidade de filtração (m/h) e volume (L) total filtrado. ....	88
Tabela A.0.6 - Observações e registo dos ensaios de filtração com coagulante e floculante à escala piloto. Registo da data, número de filtração, volume (mL) de coagulante adicionado em cada filtração, volume (mL) da base de hidróxido de cálcio adicionada, volume de floculante (mL), velocidade de filtração (m/h) e volume (L) total filtrado.....	89
Tabela A.0.7 - Observações e registo dos ensaios de filtração convencional após sedimentação à escala piloto. Registo da data, número de filtração, volume (mL) de coagulante adicionado em cada filtração, volume (mL) da base de hidróxido de cálcio adicionada, volume de floculante (mL), velocidade de filtração (m/h) e volume (L) total filtrado.....	89

## Lista de Abreviaturas

CQO Carência Química de Oxigénio

EE Estação Elevatória

ETA Estação de Tratamento de Água

ETAR Estação de Tratamento de Águas Residuais

FAS *Ferrous Ammoniacal Sulphate*

NTU *Nephelometric Turbidity Units*

PC Posto de Cloragem

PGBH do centro Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos Rios Vouga, Mondego e Lis  
Integrados na Região Hidrográfica 4

RPA Reservatório Principal de Albergaria

SCCC Sistema Centralizado de Comando e Controlo

SNIRH Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos

SRC Sistema Regional do Carvoeiro

SST Sólidos Suspensos Totais

SSV Sólidos Suspensos Voláteis

UFC Unidades Formadoras de Colónias

UV Radiação Ultravioleta

## **Capítulo 1. Introdução**

### **1.1 – Fontes de água para abastecimento público**

A água é, simultaneamente, o elemento mais abundante à face da Terra e escasso para o ser humano. Contudo, é um bem essencial à vida e o Homem, em particular, além do consumo, tem uma vasta gama de aplicações. No ciclo hidrológico, cerca 65% da água proveniente da precipitação retorna à atmosfera e o restante é escoamento subterrâneo e superficial. A necessidade de água pelo Homem, para o consumo de um modo geral, implica também a poluição da mesma [18].

A água utilizada para consumo pode ser de origem superficial ou subterrânea. Contudo, apesar das águas subterrâneas estarem interligadas com as águas superficiais, ambas são consideradas sistemas diferentes sendo, assim, tratadas com diferentes normas e regras. As águas superficiais devem ser geridas ao nível da bacia hidrográfica em que estão englobadas, sendo estas delineadas pelos pontos topográficos altos e atendendo aos escoamentos superficiais relativos à massa de água principal [9]. As águas subterrâneas constituem reservatórios ligados às águas superficiais e devem ser geridas em conjunto com as águas superficiais.

### **1.2 – Área de estudo**

#### **1.2.1 - Bacia Hidrográfica do Rio Vouga**

##### *Localização e Limites*

A nascente do rio Vouga localiza-se na serra da Lapa, a 930 m de altitude, e este desagua na Barra de Aveiro após 148 km de percurso. A área da bacia hidrográfica, dos rios que confluem na Ria de Aveiro é de 3680 km<sup>2</sup>, localizando-se na zona de transição entre o Norte e o Sul de Portugal Continental [16]. A bacia é delineada a sul pela serra do Buçaco, que a separa do rio Mondego, e a Norte pelas serras da Lapa, Montemuro, Freita e Leomil, que a separa da bacia do Douro [11]. Esta bacia abrange 35 concelhos, dos quais 23 apenas parcialmente [13].

Uma bacia hidrográfica é uma área topograficamente delineada a qual é drenada por um curso de água ou um sistema interligado de cursos de água, em que o rio principal é bem distinto e seus respetivos efluentes, e todos os cursos são desaguados através de uma única saída [36]. A bacia hidrográfica do rio Vouga, no total, é diferente da dita bacia “normal”. Esta bacia é um conjunto de alguns rios que desaguam perto da foz do rio Vouga, numa laguna com ligação ao mar, a Ria de



Aveiro. Os principais rios englobados nesta bacia são: o próprio rio Vouga, o rio Águeda e o seu afluente, o Cértima; na parte norte estão os rios Antuã e Caster; a sul estão o Boco e a ribeira da Corujeira [11].

O local, na captação do Carvoeiro, onde as amostras foram recolhidas localiza-se no Médio Vouga direito, próximo do limite entre Médio e o Baixo Vouga, e é a unidade hidrológica homogénea (UHH) número três, uma das cinco UHHs, contidas nas três grandes unidades hidromorfológicas, Baixo Vouga, Médio Vouga e Alto Vouga [11, 49].

O Médio Vouga é a zona da bacia entre S. Pedro do Sul e Albergaria-a-Velha. A partir de S. Pedro do Sul, o rio deixa de correr num planalto e passa a desenvolver-se num terreno com declive acentuado, vales encaixados e densidade de drenagem elevada (em comparação ao Alto Vouga). Os principais afluentes, da margem direita do Médio Vouga, são os rios Caima, Mau, Teixeira e Varoso. Nesta área, a bacia tem uma forma arredondada [11].

### ***Geologia e Hidrogeologia***

A base de qualquer bacia hidrográfica são as suas características geológicas pois são elas que condicionam a possibilidade de armazenamento de água e circulação no ambiente subterrâneo. A geologia é um fator importante na divisão em unidades hidrogeológicas numa bacia hidrográfica [4].

A bacia hidrográfica do rio Vouga é atravessada por um alinhamento tectónico relevante, a falha entre Porto e Tomar, e que faz a divisão entre duas grandes unidades morfoestruturais. A leste da falha são formações antigas, pertencentes ao Maciço Hespérico. A oeste são formações mais recentes, sedimentares, que correspondem à Orla Mesoceno-zóica Ocidental Portuguesa [11].

O Médio Vouga da margem direita localiza-se a Este do alinhamento, sendo que as rochas predominantes na área são rochas duras, pertencentes aos grupos das rochas eruptivas (principalmente granitos) e rochas metamórficas (xistos e grauvaques) [4]. É comum estes grupos do Maciço Hespérico, e presentes na bacia, serem incluídas no termo “cristalino”. Este termo, e as suas implicações, são essencialmente relevantes na exploração de recursos hídricos subterrâneos pois estas formações têm uma capacidade muito pequena de formar aquíferos em que se obtenha caudais satisfatórios [11].

É importante referir, também, os terraços aluvionares pois a captação do Carvoeiro, que foi objeto deste estudo, encontra-se num terraço aluvionar. Os terraços aluvionares são formações

geológicas, que formam um depósito com uma estreita ligação hidráulica rio/aquífero. São considerados aquíferos livres, limitados por dois bordos impermeáveis (margens do rio) e um permeável (fundo do rio). Quando existem captações nestes terraços, a capacidade de armazenamento é muito baixa pois a recarga é realizada continuamente pelo rio. Esta característica é muito importante em captações com elevada produtividade e que servem, frequentemente, como o único meio de abastecimento público [4].

O regime de caudais do médio Vouga apresenta valores mínimos inferiores a  $1 \text{ m}^3/\text{s}$  e caudais de cheia, no inverno, superiores a  $100 \text{ m}^3/\text{s}$ . Este regime deve-se ao clima do tipo mediterrâneo em conjunto com a geologia da área [50].

### ***Clima***

O clima de uma dada região é caracterizado pelos valores médios de vários elementos climatológicos num largo período de tempo, 30 anos [32]. Os elementos que caracterizam uma região são: a precipitação, a evapotranspiração, a temperatura, a humidade, a evaporação, a insolação e o vento [12].

Na bacia hidrográfica do rio Vouga, em questões de precipitação, a média anual ponderada desta é de 1302 mm. O semestre seco, que engloba os meses desde Abril até Setembro, apresentam valores médios de precipitação mensal de 51 mm e os seis meses húmidos de 138 mm [12]. O regime pluviométrico desta bacia é típica de um clima mediterrâneo, caracteriza-se por um semestre chuvoso correspondente à estação fria, e um semestre seco respetivo à estação seca [11]. No entanto, no ano hidrológico de 2011/2012, os meses de Janeiro, Fevereiro e Março, que pertencem ao semestre húmido, foram meses secos, pois a precipitação mensal foi inferior a 100 mm, típica da maioria dos meses do semestre seco [51]. Segundo a ficha síntese de climatologia do PGBH (Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos Rios Vouga, Mondego e Lis Integrados na Região Hidrográfica 4), na zona de transição entre a bacia do Vouga e a bacia do Douro, na zona superior da primeira, a precipitação média mensal é superior.

Em termos de temperatura média, esta encontra-se entre 13 e 14° C (13,9° C) [14]. Pelo desenho 6, temperatura média anual, do Anexo I do PGBH, verifica-se que a temperatura tende a diminuir da zona costeira para o interior. Os mínimos e os máximos encontram-se entre os 5 a 10° C e 12 e 19° C respetivamente [14]. No local de amostragem, captação do Carvoeiro, os intervalos de temperatura mínimo e máximo são mais curtos, encontrando-se entre 18 e 19° C de máximas e entre 8 e 9° C de mínimas.

A humidade média relativa do ar na bacia do Vouga encontra-se entre os 74 e 84%. A variação na amplitude no teor de humidade tende a ser menor na zona litoral e a aumentar na direção do interior [14]. Segundo o desenho 9, humidade média anual relativa do ar às 9h, na zona de amostragem a humidade média relativa do ar encontra-se entre os 78 e 80%.

A evaporação de piche total, em média, é de 993 mm nas bacias do Vouga, Mondego e Lis e, na zona de captação do Carvoeiro, a evaporação encontra-se entre 900 e 1000 mm [14].

A evapotranspiração potencial média anual (mm), que é a quantidade máxima de água suscetível de se evaporar da superfície do solo e das plantas, na bacia do Vouga é entre 650 e 675 mm na zona em estudo [14, 41]. Nas bacias do Vouga, Mondego e Lis é cerca de 718 mm. O mês com evapotranspiração potencial média mensal mais elevada é junho, na bacia do Vouga é de cerca 114,4 mm, e mais baixa é Janeiro, 21,5 mm [14].

Relativamente à velocidade do vento e número de horas de insolação, na bacia do Vouga, a velocidade do vento média mensal ponderada encontra-se entre 5,1 e 12,4 km/h e a insolação anual média ponderada é entre 2376 e 2476 horas [14].

O clima da bacia do Vouga, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é Csb. O tipo C corresponde a um clima temperado, Cs é um subtipo e implica clima temperado com verão seco e Csb é uma das duas variedades presentes em Portugal Continental sendo caracterizado por um clima temperado com um verão seco e suave. Isto é, o inverno e o verão encontram-se bem definidos e a estação seca é no verão [32].

### ***Solos e Vegetação***

A constituição geológica de uma bacia hidrográfica e o tipo de solos estão fortemente interligados, determinando a distribuição e o movimento de água na mesma. Como tal, a velocidade do escoamento superficial, que condiciona os limites de cheia e os fenómenos de erosão da bacia, é influenciada diretamente pelas características do solo [14, 36].

Os solos de Portugal Continental são relativamente jovens, pouco desenvolvidos e, geralmente, refletem algumas características, ou a rocha subjacente, ou o relevo e o clima [25].

O tipo de solos presente na área do PGBH do centro, classificados segundo a FAO, também adotada pelo Atlas do Ambiente, e são:

1. Fluvissolos

2. Regossolos
3. Litossolos
4. Rankers
5. Solonchaks
6. Cambissolos
7. Luvisolos
8. Podzois

Na área do Maciço Hespérico, zona leste da área do PGBH do centro, os solos predominantes são os Rankers e os Cambissolos e, na zona de transição para a Orla Mesoceno-zóica Ocidental, aparecem essencialmente os Fluvisolos, Litossolos e os Luvisolos. Na zona ocidental os Podzois predominam em conjunto com porções importantes de Regossolos, Solonchaks, Fluvisolos, Cambissolos e Luvisolos [14]. Tal como o nome sugere, os Cambissolos são classificados segundo a sua juventude e são caracterizados pelo material proveniente de uma erosão suave a moderada do material de origem [24, 25]. Os Fluvisolos e Regossolos são solos condicionados pelo relevo, por exemplo, os Fluvisolos são de planícies aluviais como depósitos fluviais, marinhos ou lagunares, principalmente em área inundadas periodicamente e os Regossolos de declives acentuados. A morfologia dos Luvisolos e dos Podzois é marcada pelo movimento acentuado da matéria húmica e argilosa ou ferrosa. Assim, através de algumas das características do tipo de solos existentes na área do PGBH do centro, infere-se que a origem destes deve-se maioritariamente à desagregação das rochas subjacentes pelos mecanismos de meteorização [14, 24]. Na zona em estudo, concelho de Águeda, o tipo de solo predominante é o cambissolo como é possível inferir após análise do desenho 21, tipos de solos, do PGBH do centro.

A ocupação do solo no PGBH do centro foi baseada no *Corine Land Cover* 2006 e, através do desenho 23, ocupação do solo, verifica-se que a região Este da bacia Vouga é ocupada maioritariamente por áreas florestais, existindo zonas agrícolas espalhadas por toda a área. A Ocidente da bacia, à medida que se aproxima da zona litoral, os usos urbanos e industriais aumentam, sendo a ocupação de solo predominante.

As áreas florestais são: florestas de folhosas, florestas mistas, florestas de resinosas, vegetação herbácea natural, matos, vegetação esclerófila, florestas abertas, cortes e novas plantações e vegetação esparsa. As plantações das zonas agrícolas incluem sequeiros, regadios, arrozais, pomares, vinhas, olivais, entre outros [14].

Um meio hídrico, como um rio, encontra-se delimitado por margens. Estas, por sua vez, influenciam vários processos, como a direção da erosão, transporte de sedimentos, a variação da biodiversidade, entre outros. Como tal, a presença de vegetação é um aspeto importante no impacto na morfologia do curso de água e, consequentemente, na manutenção da qualidade da água [34].

Nas linhas de água dos rios Vouga, Mondego e Lis predominam os salgueiros (*Salix spp.*) e florestas-galerias de amieiros (*Alnus glutinosa*). É possível, também, encontrar matagais altos essencialmente de loendro (*Rhododendron ponticum* subsp. *Baeticum*), bosquetes de teixo (*Taxus baccata*), choupos, amieiro-negro (*Frangula alnus*), azereiros (*Prunus lusitânica* subsp. *Lusitânica*) e matagais de loureiro [13].

### *Abastecimento público de água*

Um sistema de abastecimento de água tem como principal objetivo fornecer água para consumo humano. Um sistema de abastecimento é um conjunto de equipamentos e infraestruturas que englobam a captação, o tratamento, a adução, o armazenamento e distribuição de água para consumo humano [7].

- Sistema de captação – a função é recolher do meio hídrico (águas subterrâneas ou superficiais) grandes volumes de água.
- Sistema de armazenamento – função de guardar a água captada em reservatórios para posterior distribuição.
- Sistema de elevação – transmite energia à água (como bombagem) de modo a que ela atinja altitudes a uma cota superior e a uma pressão desejável.
- Sistema de tratamento – como uma Estação de Tratamento de Água (ETA) ou Posto de Cloragem (PC), que visam a eliminação de substâncias presentes na água captada de modo a torna-la potável.
- Sistema de Adução – transporte da água para a rede de abastecimento através de infraestruturas adequadas ao efeito.
- Rede de Distribuição (ou abastecimento) – sistema de condutas que transportam água até aos ramais de ligação, responsável pelo abastecimento público.

No contexto de abastecimento, é conveniente distinguir os conceitos de infraestruturas em “alta” e em “baixa”.

As infraestruturas em “alta” nos sistemas de abastecimento permitem as operações de captação, tratamento, adução, elevação, reserva e entrega às infraestruturas em “baixa”. Estas, por sua vez, armazenam e distribuem para consumo humano [33].

Em suma, os sistemas em “alta” são responsáveis pelas operações desde a captação até ao sistema em “baixa” que integra as componentes relacionadas com a distribuição de água à população [14].

O abastecimento de água é garantido por entidades gestoras, ou individualmente ou em conjunto.

A Aquapor, uma das empresas que atua na área do PGBH do centro, acompanha e apoia cinco empresas concessionárias de abastecimento de água e drenagem de efluentes. Esta empresa é líder de mercado das concessões dos sistemas municipais de abastecimento de água e na prestação de serviços de gestão de ETAR's (Estação de Tratamento de Águas Residuais). As suas áreas de negócios principais são a Gestão de Concessões Municipais e a Prestação de Serviços Ambientais [6].

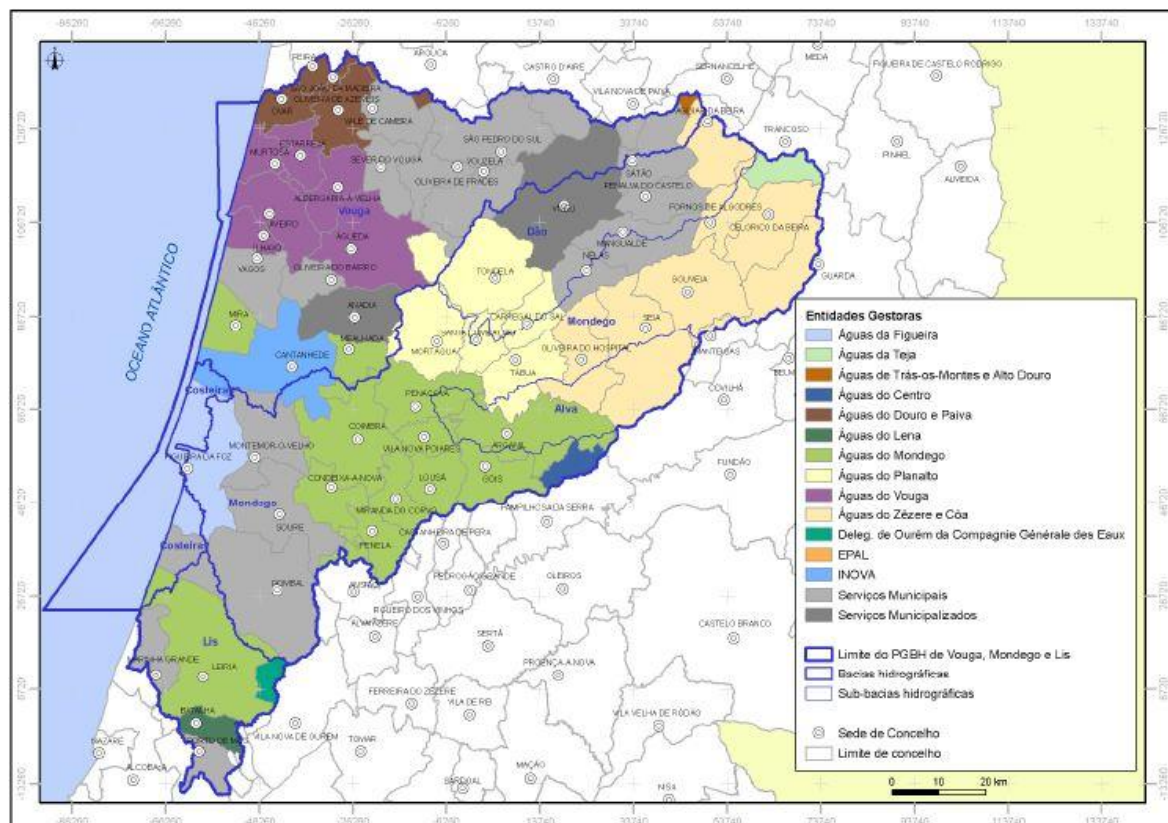
As empresas englobadas na área do PGBH do centro e que pertencem à Aquapor são:

- Águas das Figueira, S. A.;
- Águas da Teja, S. A.;
- Águas do Lena, S. A.;
- Águas do Planalto, S. A.;
- Águas do Vouga, S. A [17].

As entidades gestoras no sector de abastecimento de água podem ser municípios, empresas municipais e intermunicipais e empresas públicas ou privadas concessionárias. Assim, cada tipo de entidade possui um modelo de gestão. Quando a gestão é feita por serviços municipais e municipalizados chama-se gestão direta. A gestão delegada verifica-se quando a gestão é feita por como empresas municipais e intermunicipais, juntas de freguesia e associações de utilizadores. A outra forma de gestão são as concessões por empresas públicas ou privadas. As concessionárias municipais e intermunicipais, tal como o nome diz, são concessões [17].

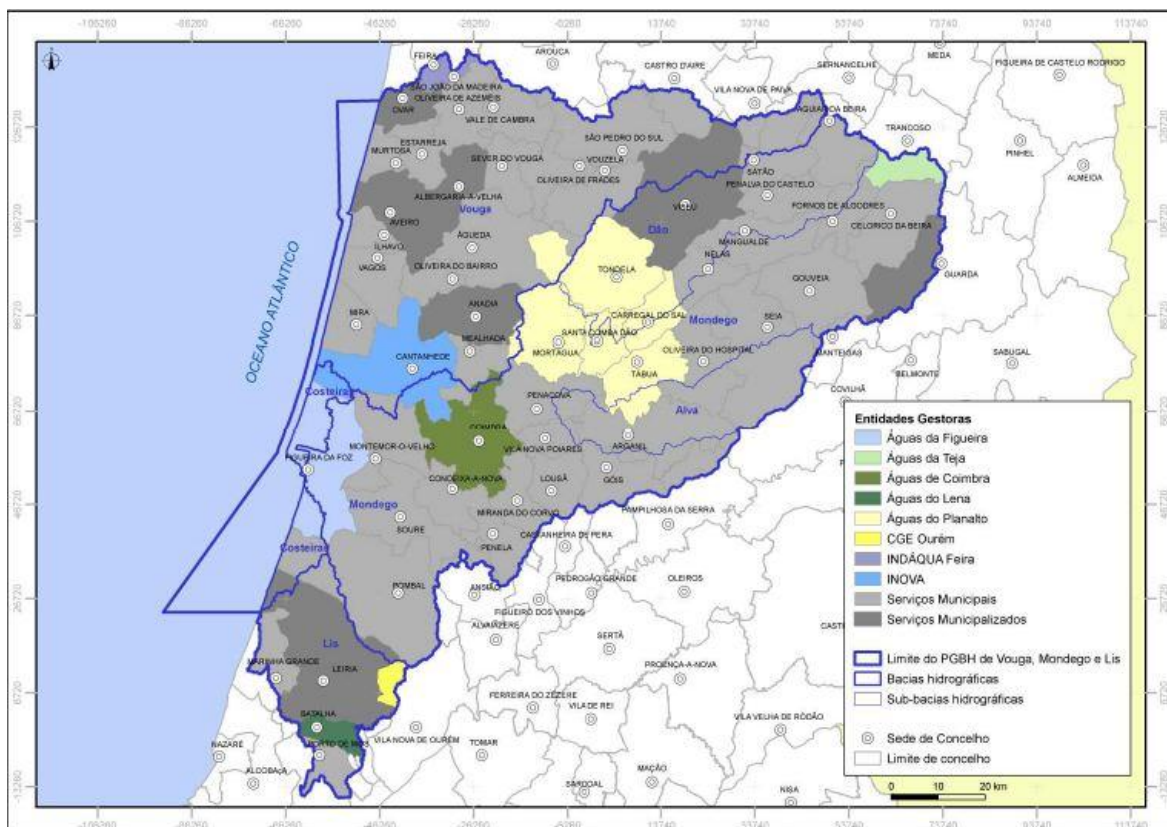
Concretamente em relação aos serviços públicos de abastecimento de água em “alta”, estes são realizados maioritariamente por regime de concessão. De salientar que, em alguns concelhos, o serviço público de abastecimento é garantido por mais que uma entidade gestora. Na Figura 1.1,

retirada de CONSÓRCIO ECHIRON [17], visualiza-se as entidades gestoras de cada município, na área do PGBH do centro, referindo novamente que alguns municípios têm mais que uma entidade gestora e que não se encontra na Figura 1.1.



**Figura 1.1 - Localização geográfica das entidades gestoras dos serviços públicos de abastecimento de água em “alta” na área do PGBH.**

Nos serviços públicos de abastecimento de água em “baixa”, as entidades gestoras são, principalmente, as câmaras municipais. Neste caso, cada concelho apresenta apenas uma entidade gestora responsável pelo serviço. Como é de esperar, a gestão direta é o modelo principal em utilização [17]. Na Figura 1.2, retirada de CONSÓRCIO ECHIRON [17], é possível observar as entidades gestoras dos serviços públicos de abastecimento de água em “baixa” na área do PGBH.

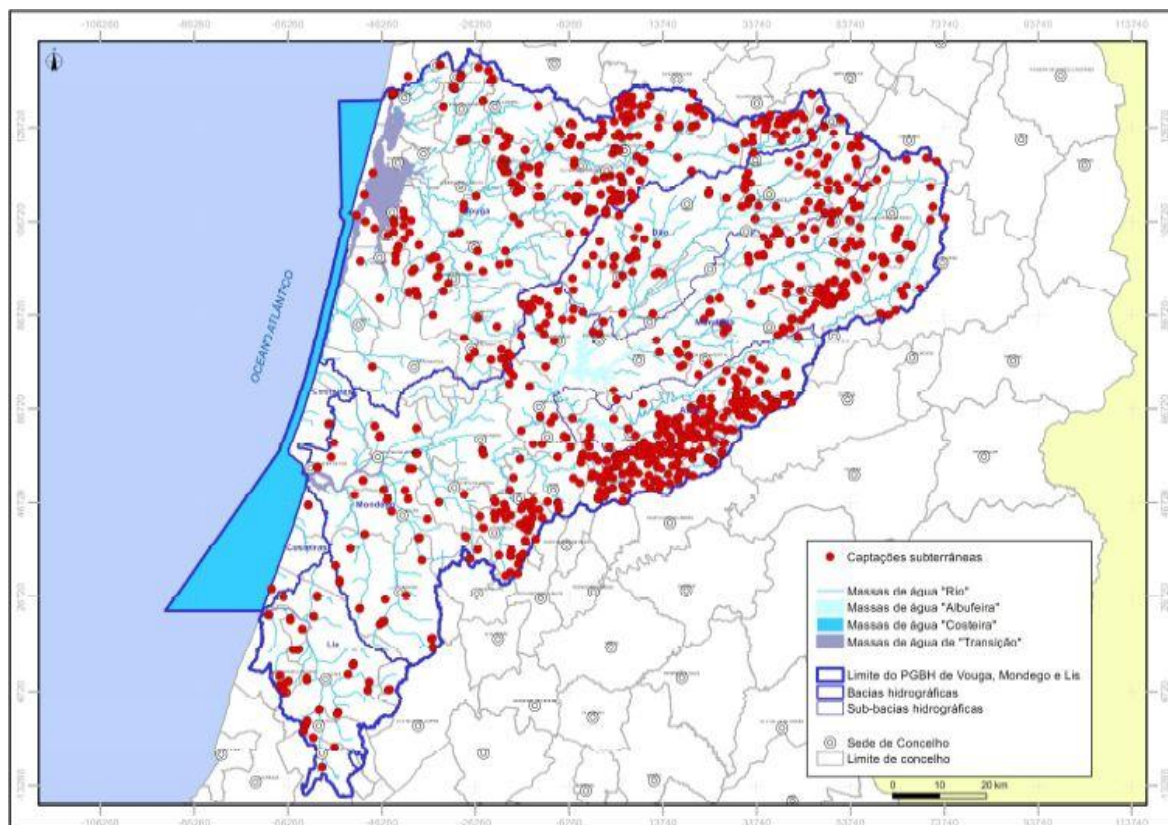


**Figura 1.2 – Localização geográfica das entidades gestoras dos serviços públicos de abastecimento de água em “baixa” na área do PGBH.**

Um aspeto importante a salientar é a origem da água. A seleção da reserva hídrica na qual ocorrerá a captação, e subsequente distribuição, é essencial para obtenção de água mais segura para utilização, ou seja, a qualidade e quantidade da mesma são pontos a ter em atenção. Se tal escolha não considerar os aspetos referidos podem ocorrer anomalias e deficiências que poderão chegar ao consumidor. Uma escassa avaliação destes pontos pode levar a riscos de curto, médio e longo prazo [17].

Como referido anteriormente, as águas captadas podem ter origem subterrânea ou superficial. De referir que qualquer que seja a origem, todas as águas necessitam de tratamento previamente à distribuição. No caso das águas superficiais, o padrão de qualidade destas é maior pois são as que têm maior influência antropogénica. Nas Figuras 1.3 e 1.4, retiradas de CONSÓRCIO ECHIRON [17], é possível visualizar geograficamente a localização das captações subterrâneas e superficiais.





**Figura 1.3 – Localização geográfica das captações de águas subterrâneas na área do PGBH nos anos de 2008 e 2012 [17].**

Como se observa nas Figuras referidas, as captações subterrâneas são em número muito superior às captações de águas superficiais. Contudo, segundo o INAG o maior volume captado é realizado nas captações em águas superficiais.

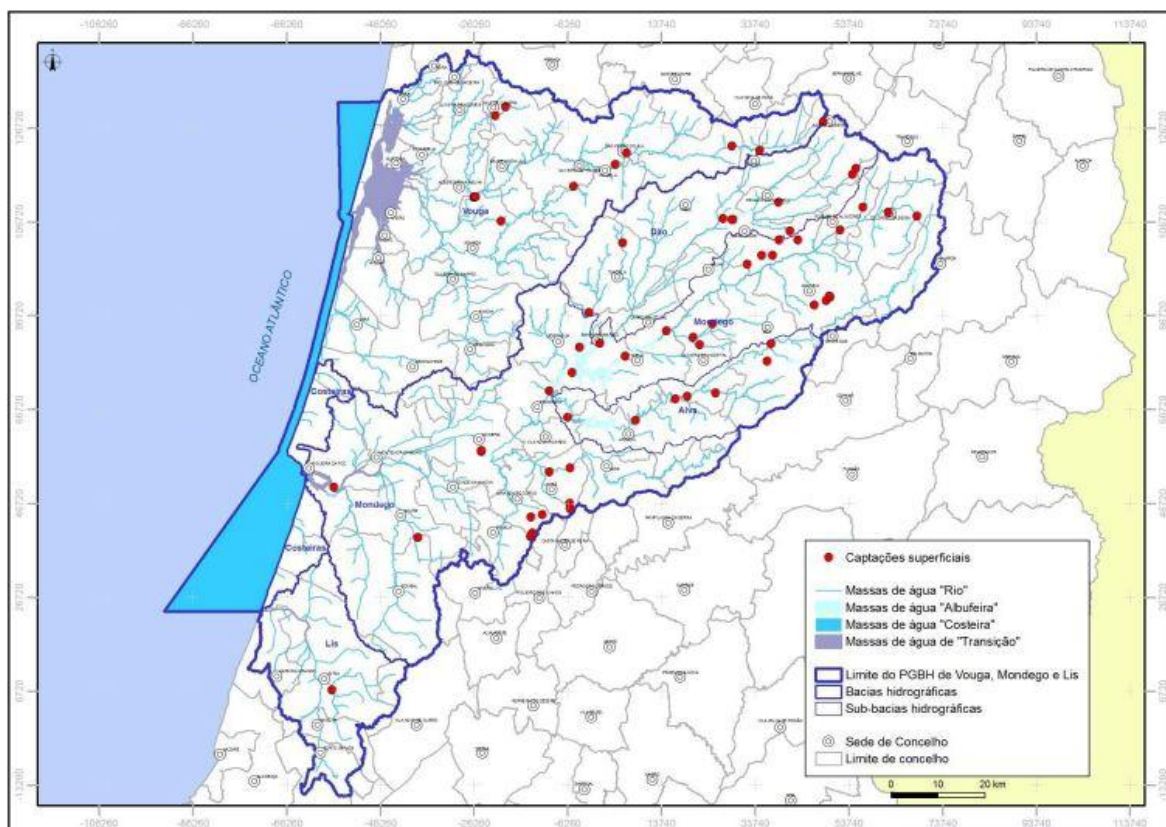


Figura 1.4 - Localização geográfica das captações de águas superficiais na área do PGBH nos anos de 2008 e 2012.

## 1.2 – Águas do Vouga, S. A.

A empresa Águas do Vouga, S. A., formada em Abril de 1996, detém a concessão do Sistema Regional do Carveiro (SRC) e que abastece Águeda, Albergaria-a-Velha, Aveiro, Estarreja, Ílhavo, Murtosa e ainda uma freguesia de Ovar. Estes seis municípios encontram-se associados à Associação de Municípios do Carveiro-Vouga, a qual é proprietária do SRC. O sistema foi dimensionado para abastecer 270000 habitantes a um consumo médio diário de 30000 m<sup>3</sup> de água [2].

A empresa gere um serviço público de abastecimento de água em “alta”, intervindo nas fases de captação, tratamento, elevação, transporte e armazenamento de água do SRC [2].

O sistema é composto por quinze reservatórios, três estações elevatórias (duas principais e uma secundária), uma estação de tratamento, dois poços e dez furos nos aluviões do rio Vouga [3].

O tratamento da água é, inicialmente, através da capacidade filtrante do leito do rio seguindo-se uma remineralização e desinfecção com cloro gasoso na ETA. Em alguns reservatórios é feita a recloragem. O controlo de qualidade é executado no Laboratório Luságua, que é certificado [3].

As duas estações elevatórias principais (EE1 e EE2) encontram-se em série e elevam a água da ETA para o Reservatório Principal de Albergaria (RPA). Existe, também, um sistema elevatório secundário que a partir da EE1 eleva água para os reservatórios de Mouquim e Macinhata do Vouga [3, 46].

A capacidade dos reservatórios varia entre 200 m<sup>3</sup> (Mouquim) e 7500 m<sup>3</sup> no RPA [46]. O RPA situa-se a uma cota de 163 m e, sendo este o reservatório mais elevado que a maioria, é o que regulariza o sistema gravítico [3].

O controlo do SRC é feito por telegestão utilizando o sistema SCCC (Sistema Centralizado de Comando e Controlo) e que permite a receção de informação em contínuo do estado das diferentes componentes do sistema e respetivo funcionamento automático [3].

Note-se que o SRC foi instalado nos aluviões do rio Vouga a montante da confluência com o rio Caima. Este rio apresenta uma qualidade bastante inferior ao rio Vouga, influenciando negativamente a qualidade deste a jusante [46]. Assim, e como referido anteriormente, a escolha da origem da água é muito importante para evitar riscos e assim preservar a qualidade da água que chega ao consumidor.

Desde o início da empresa até à atualidade, o consumo tem aumentado e prevendo-se a mesma tendência como é possível visualizar na Figura 1.5, retirada de ADVVOUGA [1].



Figura 1.5 – Representação gráfica da evolução do consumo (m³) desde 1996 até 2010 e previsão do consumo após 2010.

Futuramente, a área abastecida pela captação do Carvoeiro será aumentada provocando uma necessidade de um caudal de captação maior. Como tal, para a nova captação prevê-se a introdução de uma sequência de operações de tratamento. Assim, o objetivo do presente trabalho é a otimização de uma sequência de operações de tratamento como a coagulação – floculação e a filtração para produzir água com qualidade para abastecimento público a partir de água captada diretamente no rio Vouga junto à ETA do Carvoeiro.

### 1.3 – Objetivos do Trabalho

O objetivo do trabalho é a realização ensaios de coagulação-floculação em laboratório e filtração direta e convencional à escala piloto. Estes ensaios visam a seleção de um coagulante e floculante e o modo de filtração adequados às águas em análise e otimização das condições operatórias. Caso seja necessário, avaliar um tratamento adicional a estas operações.



## Capítulo 2. Tratamento da água para abastecimento público

### 2.1 – Remoção de partículas por coagulação – floculação

Nas águas residuais e superficiais existem sólidos suspensos que se mantêm dispersos devido às cargas elétricas nas suas superfícies, geralmente negativas, que causa repulsão entre as partículas. Tal facto impede que se agreguem e, conseqüentemente, não adquirem densidade suficiente para sedimentarem. Como tal, o processo de tratamento de coagulação e floculação é necessário para que esses sólidos sejam removidos. Geralmente é realizado na sequência referida e é uma combinação de procedimentos químicos e físicos [54]. Os processos de coagulação e floculação serão descritos em pormenor mais à frente.

De um modo geral, os objetivos da técnica de tratamento coagulação-floculação são [27, 52]:

- Remoção da turbidez e cor;
- Remoção de componentes que dão cheiro e sabor;
- Remoção de metais pesados (e também alumínio e ferro naturais);
- Eliminação de organismos patogénicos (como os oocistos de *Cryptosporidium*);
- Remoção de algas e outros organismos planctónicos.

As partículas que se encontram nas águas naturais têm uma vasta variedade em termos de origem, concentração, tamanho e química da superfície. Algumas provêm dos solos ou da atmosfera (como argila, microrganismos patogénicos, entre outros) e outras de processos químicos e biológicos na água (como algas). Às vezes, elementos tóxicos encontram-se associados a partículas sólidas, daí que a remoção destas por coagulação seja importante na remoção de poluentes prejudiciais à saúde [37].

O tamanho das partículas pode variar em larga escala, desde umas dezenas de nanómetros (p. e. vírus) a umas centenas de micrómetros (p. e. zooplâncton). As partículas coloidais têm diâmetros até 1  $\mu\text{m}$ , são também as mais pequenas, e as partículas ditas suspensas têm um diâmetro superior a esse limite. As partículas coloidais movimentam-se maioritariamente pela difusão provocada pela interação com o fluido (movimento Browniano), tendo o efeito da gravidade uma influência quase nula. Os coloides têm, também, uma maior área superficial externa por unidade de massa em comparação às partículas suspensas [37].

Um dos métodos para medir a concentração das partículas é a turbidez, que mede a clarificação da água e quanta luz é dispersa pela amostra. A unidade de medição deste parâmetro é NTU

(*nephelometric turbidity units*). A turbidez não deve ser confundida com sólidos suspensos, pois estes expressam a massa de material suspenso numa amostra. Nas águas superficiais, a matéria orgânica, agentes patogénicos e partículas do solo são fatores que contribuem para a turbidez. Uma água turva causa problemas relacionados com a saúde e a estética. As estações de tratamento de águas superficiais removem as partículas porque estas podem causar cheiros, sabor e aparência desagradável, além de que podem interferir com a desinfecção. O parâmetro turbidez é utilizado na avaliação do desempenho das estações de tratamento de águas superficiais, principalmente da filtração [23].

### **2.1.1 - Propriedades das partículas de uma suspensão**

As partículas presentes numa suspensão mantêm-se afastadas umas das outras, ou de uma superfície fixa, devido à presença de forças de repulsão. Contudo, também existem forças que tendem a forçar a aproximação das superfícies. A força repulsiva mais conhecida é interação das camadas elétricas duplas das superfícies (estabilização electrostática), e a força atrativa é a força *van der Waals*. Estas duas forças referidas constituem a base da teoria de estabilidade coloidal [37].

- Estabilização electrostática

A grande maioria das partículas minerais e orgânicas presentes na água possuem superfícies carregadas eletricamente e, geralmente, é carga negativa. Existem três processos principais que conferem a carga nas superfícies das partículas. Um dos processos é a interação de grupos das superfícies dos sólidos com a água, que podem dar ou aceitar protões ( $H^+$  por exemplo). Como é de prever, a carga das superfícies dos sólidos vai depender da concentração de iões hidrogénio e/ou do pH. O segundo processo é semelhante ao primeiro, mas os grupos das superfícies das partículas podem interagir com outros solutos presentes na água (como o  $Ca^{2+}$ ). O terceiro, e último processo, é através de imperfeições dentro da estrutura da partícula, que causam uma substituição isomórfica, mecanismo comum nos minerais de argila [37].

As partículas coloidais não podem ter um desequilíbrio na carga elétrica total, é necessário uma camada que compense a carga primária da partícula. As cargas primárias dos coloides normalmente são negativas e estas atraem as cargas positivas presentes na água. Assim, à volta das cargas negativas da superfície do coloidal, forma-se uma camada difusa de cargas positivas que equilibram a partícula. A camada de cargas na superfície da partícula em conjunto com a

camada de carga oposta que atraiu forma a camada elétrica dupla. Assim, forma-se um gradiente eletrostático entre a superfície da partícula e a solução [37, 52].

### **2.1.2 – Coagulação**

Frequentemente, nos processos de coagulação e floculação utilizam o termo floculação para definir o processo completo, no entanto são mecanismos diferentes como se verificará adiante [54].

A coagulação é um processo complexo que visa o aumento da tendência das pequenas partículas, numa suspensão aquosa, a agregarem-se umas às outras e a outras superfícies, tais como sedimentos e leitos de filtração [37]. Como tal, este é um processo no qual as partículas destabilizam e começam a juntar-se. As partículas coloidais mantêm-se afastadas por terem cargas iguais e a coagulação é a destabilização dessas mesmas cargas que mantêm as partículas afastadas [54]. No tratamento de águas, a coagulação engloba os primeiros dois passos sequenciais, a formação de coágulos e a destabilização das partículas [37]. Este processo é um componente essencial nos sistemas de tratamento de água convencionais pois, em combinação com a sedimentação, filtração e a desinfecção, clarificam a água e removem os contaminantes microbiológicos como vírus, bactérias e cistos e oocistos dos protozoários patogénicos. Nos últimos anos, além dos poluentes referidos, a remoção da matéria orgânica tem sido um dos objetivos, com bastante relevância, de modo a reduzir a formação de subprodutos da desinfecção [37].

Nas operações de tratamento de águas que envolvam coagulação, a dosagem de coagulante e a fase de agitação rápida são componentes críticos no bom desempenho do processo. A formação de flocos apropriados, como para posterior filtração, implica uma avaliação do coagulante adequado à água a tratar e respetiva dose ótima. O desempenho também pode ser afetado negativamente se houver uma mistura pobre dos químicos ou a adição destes em pontos inapropriados [47].

Os coagulantes utilizados no tratamento têm vários objetivos, sendo os principais a destabilização de uma suspensão de partículas e o aumento do ritmo da formação de flocos [37]. Os sais metálicos hidrolisantes são largamente utilizados. Os sais de alumínio e ferro foram os mais usados como coagulantes no entanto, a lista de coagulantes utilizados em tratamento de águas tem vindo a aumentar [37].



Foram provados que pelo menos três mecanismos de destabilização das partículas ocorrem durante a coagulação: neutralização de cargas, heterocoagulação (*"sweeping"*) e ligações interpartículas (*"bridging"*) [38].

Com uma dose baixa de coagulante a neutralização de cargas pode ser um dos mecanismos de destabilização das partículas [38].

### *Mecanismos de destabilização*

Como referido anteriormente, o processo de coagulação implica a destabilização de partículas de modo a potenciar a agregação destas. Como tal, existem vários mecanismos que provocam instabilidade numa suspensão estável para que a tendência das partículas se juntarem aumente.

- **Compressão da dupla camada** – a compressão pode ser realizada quando um eletrólito, como o NaCl, é adicionado a uma suspensão. Os iões do eletrólito de carga oposta à superfície da camada da partícula atravessam a camada difusa que rodeia a partícula. Se houver iões de carga oposta à camada da partícula, a camada difusa é comprimida reduzindo a energia necessária a que duas partículas se unam. Este mecanismo não é prático para tratamento de água pois requer uma concentração elevada de sal, podendo chegar à da água do mar. No entanto, em alguns ambientes naturais é um mecanismo importante [37].
- **Neutralização de carga** – existe dois processos que levam à neutralização da carga. Um dos processos é quando os componentes do coagulante, de carga oposta à superfície da partícula, são adsorvidos na superfície desta. Este mecanismo é possível quando os coagulantes utilizados têm uma forte tendência a aderir a superfícies, como por exemplo os sais hidrolisantes de metais [37]. Estes sais hidrolisam rapidamente formando espécies catiónicas, por exemplo, que reagem com as partículas carregadas negativamente sendo, consequentemente, adsorvidas por estas e causando uma redução de carga [38]. O ajuste da química da solução através da redução da carga superficial das partículas (por exemplo, ajuste do pH) também pode levar à destabilização de suspensões mais comuns [37].
- **Heterocoagulação** – é um processo semelhante à neutralização de cargas só que em vez de ocorrer a adsorção em espécies solúveis de carga oposta, há deposição. Por exemplo, uma partícula grande, com uma carga negativa superficial elevada, pode aproximar-se de outra partícula de menores dimensões com uma carga positiva baixa. A destabilização

ocorre na suspensão das partículas maiores pois a deposição das pequenas reduz a carga negativa estável [37].

- **“Sweep Flocculation”** – Este mecanismo acontece quando o coagulante forma precipitados que ao sedimentarem levam consigo alguns sólidos suspensos [47]. Por exemplo, quando a dose de sais metálicos hidrolisantes é suficientemente alta para que os hidróxidos metálicos amorfos precipitam, algumas partículas coloidais podem ficar enredadas neles [38]. Em algumas literaturas, este mecanismo é referido como coagulação e floculação.
- **Adsorção e ligação interpartículas (“interparticle bridging”)** – a destabilização ocorre quando o segmento de um polímero com um peso molecular elevado adsorve partículas, unindo-as como se fosse uma ponte. Quando um polímero entra em contacto com uma partícula coloidal, alguns segmentos reativos deste podem reagir com a superfície da partícula adsorvendo-a, enquanto o resto do polímero alastra pela solução. Este movimento proporciona que outras porções reativas do polímero reajam com outras partículas, adsorvendo-as, formando assim uma ligação interpartículas. O polímero tem de ser longo o suficiente para atravessar a camada dupla e assim evitar a repulsão para formar a ponte entre as partículas contudo, o excesso de polímero pode levar à estabilização [37].

### *Tipos de coagulante e modo de ação*

Os coagulantes que existem atualmente podem ser divididos em duas categorias: coagulantes primários e auxiliares de coagulação/coagulantes melhorados. A primeira categoria são os químicos responsáveis pela destabilização da suspensão e impulso da agregação inicial. Entre os coagulantes primários encontram-se os sais metálicos, como o sulfato de alumínio (*alum*), sulfato e cloreto férrico, e também alguns polímeros catiónicos. A segunda categoria são os coagulantes que adicionam densidade aos flocos de sedimentação lenta e mantêm a formação de flocos. Alguns dos químicos desta categoria são polímeros, como o hidroxicloreto de poli-alumínio (PACI) que melhoram a coagulação em conjunto com o coagulante primário [47].

Tal como foi referido anteriormente, os sais metálicos e os polímeros orgânicos são coagulantes primários e são, também, os mais comuns no tratamento de águas. Especificando o sal de sulfato de alumínio, este pode reagir de duas formas distintas dependendo da concentração adicionada. Quando a dose adicionada é baixa (inferior a 5 mg/L de *alum*) a destabilização ocorre,

provavelmente, por neutralização de cargas e a doses maiores o hidróxido de alumínio ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ) precipita e forma um “*sweep floc*”, prendendo os sólidos suspensos [47].

A neutralização de carga ocorre pois a quantidade de carga positiva necessária é diretamente proporcional à densidade na superfície da partícula e à concentração da área superficial total da suspensão. De referir que existem mais dois fatores que influenciam o processo, o pH da solução e os catiões e aniões presentes que competem com os produtos da hidrólise pelos locais de ligação. Contudo, se for uma suspensão diluída, a floculação será muito menor em comparação à que existe quando os hidróxidos de metal precipitam [37]. Como mencionado previamente, o pH é um fator importante no processo de coagulação com os sais de metais pois, além da competição referida, a solubilidade das espécies do metal coagulante é dependente do pH. No caso do sulfato de alumínio, o pH ótimo é entre 6 e 8 pois é quando as formas de alumínio carregadas negativamente predominam. A importância relativa da agitação rápida, passo essencial na mistura do coagulante, depende do mecanismo primário. No caso de o mecanismo ser a neutralização de carga, uma agitação rápida eficiente é essencial, já no aprisionamento, em que geralmente são doses muito maiores, a agitação rápida eficiente não é tão crítica como a floculação [47].

O cloreto férrico e o sulfato de alumínio podem ser utilizados na produção de coagulantes de polímeros inorgânicos. Estes coagulantes formam-se pela neutralização parcial de soluções concentradas dos compostos referidos em conjunto com uma base, como o hidróxido de sódio, aplicada previamente à sua utilização no processo de coagulação. O polímero resultante pode ser mais eficiente na remoção da turbidez em água frias ou de baixa alcalinidade [47].

Em relação aos coagulantes polieletrólitos (por exemplo, polímeros orgânicos), que são moléculas longas compostas por pequenos monómeros, estes podem destabilizar uma suspensão através de ligação interpartículas, neutralização de cargas ou ambos [47]. Os monómeros do polímero tanto podem ter locais de carga positiva como de carga negativa e, algumas vezes, os locais de carga podem ser formados por reações de ionização [37]. Habitualmente, os polímeros utilizam-se em conjunto com o sulfato de alumínio ou cloreto férrico para aumentar a eficiência da remoção dos sólidos suspensos [47]. Os polímeros primários não são tão eficientes como os sais de alumínio e ferro no tratamento de suspensões inorgânicas e águas com níveis elevados de orgânicos que causam cor, isto quando a remoção dos flocos é por sedimentação. Contudo, se o objetivo do pré-tratamento for a produção de flocos pequenos e de baixa densidade, como para filtração direta, um polieletrólito pode ser adequado [37].

Existem alguns polímeros que provêm de compostos orgânicos, como o extrato das sementes da planta *Moringa oleífera* e a quitina do exosqueleto dos crustáceos. Esta prática é comum em países em desenvolvimentos pois é mais económico que os coagulantes de sais metálicos [37].

No tratamento de águas na América do Norte, o uso do ozono como desinfetante primário tem vindo a aumentar. Além de ser um desinfetante e oxidante eficiente, também provoca a destabilização das partículas e floculação. Por exemplo, na estação de tratamento do aqueduto de Los Angeles, a pré-ozonação demonstrou que aumentou a eficiência da filtração e reduziu a necessidade dos coagulantes tradicionais e períodos longos de floculação [37].

A escolha do coagulante ideal depende do tipo de sólidos suspensos, da água a tratar, do *design* da instalação e do custo. Usualmente, o tipo de coagulante e respetiva dose ótima são determinados através de ensaios em laboratório, os *jar-tests*, e ensaios à escala piloto [28].

### 2.1.3 - Floculação

A floculação é a etapa seguinte na grande maioria dos métodos de tratamento de águas. Esta etapa é a formação de grandes partículas (flocos) a partir da agregação das mais pequenas. Ao contrário da fase de coagulação, o processo de floculação é dependente do tempo pois proporciona várias oportunidades para que as partículas suspensas na água colidam gentilmente através de agitação lenta, influenciando diretamente a eficiência da clarificação. A velocidade da agitação tem de ser suficiente para promover o contato inter-partículas e, em simultâneo, evitar a desagregação de flocos já formados. Como os flocos formam-se pela colisão e consequente agregação das partículas, o tempo de retenção é essencial na eficiência do processo, tal como o pH e a temperatura [47]. Muitos floculantes, químicos que ajudam a floculação, são polímeros que formam pontes entre as partículas, promovendo o contato entre as partículas e juntando-as. Quando se adiciona o agente floculante, é preciso ter cuidado em não exagerar na dose pois pode dificultar o processo de clarificação e sedimentação. Por exemplo, os polímeros aniónicos são menos densos que a água, aumentar a dose destes implica um aumento da tendência dos flocos de flutuar ao invés de sedimentar [54].

A floculação pode ser dividida em duas grandes categorias: microfloculação e macrofloculação. A microfloculação é significativa para partículas com diâmetro compreendido entre 0,001 a 1  $\mu\text{m}$  e a macrofloculação é para partículas maiores que 1  $\mu\text{m}$ . Estas, por sua vez, têm mecanismos de transporte das partículas associados [42].

#### *Mecanismos de transporte*

Como referido anteriormente, na floculação são criadas diversas oportunidades para que as partículas colidam de forma a agregarem-se, como tal, existem alguns mecanismos que causam o movimento e colisões entre partículas numa suspensão destabilizada. Os mecanismos incluem o movimento Browniano, gradientes de velocidade e sedimentação diferencial [37].

- **Difusão Browniana** – as pequenas partículas suspensas movimentam-se no fluido aleatoriamente devido a um contínuo bombardeamento pelas moléculas de água envolventes. A intensidade do movimento é proporcional à energia térmica do líquido, neste caso a água, para partículas de igual diâmetro. A agregação das partículas pelo movimento térmico aleatório chama-se floculação pericinética ou microfloculação e o movimento é Browniano. Em sistemas com agitação e convecção considerável, a difusão Browniana não tem grande relevância. Contudo, no local em que as pequenas partículas contactam com os flocos maiores, a difusão Browniana pode ser o mecanismo de transporte das pequenas através de uma fina camada de água na superfície desses flocos [37, 42].
- **Transporte por gradientes de velocidade** – partículas com diferentes velocidades podem aglomerar-se quando as mais rápidas ultrapassam as mais lentas. Este processo chama-se floculação ortocinética e está incluída na macrofloculação. Mesmo em fluxo laminar, a floculação ortocinética é possível. A partícula suspensa no ponto de velocidade elevada move-se mais rapidamente que a partícula no ponto de velocidade baixa e, se estiverem próximas o suficiente, eventualmente entram em contacto [37, 42].
- **Sedimentação diferencial** – neste caso, a floculação ocorre quando as partículas, com diferentes velocidades de sedimentação e direção do alinhamento vertical colidem e se juntam, formando flocos maiores. A força principal neste mecanismo é a gravidade. Este mecanismo de transporte encontra-se englobado na macrofloculação pois só é possível para partículas de diâmetro superior a 1  $\mu\text{m}$  [37, 42].

### 2.1.5 – Fatores que influenciam o processo de coagulação – floculação

#### *pH*

O efeito do pH pode ser o fator mais importante no processo de coagulação. Quando existe pouca eficiência na coagulação a razão é, provavelmente, pelo pH inadequado. Os coagulantes inorgânicos usados têm uma gama ótima de pH e, quando o processo é mantido dentro desses limites, a coagulação é mais eficaz. Normalmente, o pH tem de ser ajustado ou com cal ou soda

cáustica para subir o pH ou um ácido para descer. Os sais metálicos, que são os mais utilizados, normalmente acidificam a água a tratar após a sua adição [53].

### *Temperatura*

Outro fator significativo no processo de coagulação e floculação na água é a temperatura. Um dos motivos é que quanto mais a temperatura da água se aproxima da temperatura de congelação (0°C) mais lentas são a maioria das reações. Assim, à medida que temperatura da água desce, a formação de flocos e a eficiência da remoção de partículas também diminui, contudo, em soluções mais diluídas o efeito negativo deste fator tem maior relevância. A temperatura afeta tanto a solubilidade do precipitado do hidróxido de metal e a taxa de formação de produtos da hidrólise dos sais metálicos. Igualmente, a distribuição do coagulante é dificultada sendo adicionadas maiores doses para compensar este efeito. Além da razão referida, a sedimentação dos flocos também é inferior pois a densidade da água é maior a baixas temperaturas [37, 53].

### *Nível de turbidez*

A turbidez das águas deve-se a uma larga distribuição de partículas com diferentes tamanhos. Usualmente, quanto mais elevada é a turbidez, maior é a dose de coagulante necessária. Contudo, o nível de turbidez e a concentração de coagulante não é linearmente proporcional. Em águas bastante turvas, a dose de coagulante será menor pois, como existe uma concentração de partículas elevada, a probabilidade de colisões aumenta. Já com um nível de turbidez baixo, a concentração de partículas é menor sendo mais complicado a colisão entre elas [52, 53].

### *Agitação*

Em ambas as etapas de coagulação e floculação existe um agitador mecânico, cuja velocidade depende da fase em questão. Na coagulação, a agitação é rápida e de curta duração, normalmente entre 1 e 3 minutos. Nesta fase, agitação tem de ser rápida para homogeneizar a suspensão, isto é, misturar bem o coagulante químico. Na fase de floculação, a agitação já é lenta e prolongada, em que o tempo pode ir de 15 minutos até uma hora. A agitação tem de promover uma colisão suave entre os flocos de modo a que estes se juntem, não pode ser demasiado forte para que não destrua os flocos formados, e tem de ser lenta o suficiente para dar tempo a que os flocos se agreguem [28, 47, 54].

### *Presença de iões*

Diferentes tipos de água, diferentes concentrações de cátions (cálcio, ferro, magnésio, etc.) e aniões (cloreto, sulfato, fosfato, etc.). Às vezes, alguns dos iões presentes nas águas podem afetar o processo de coagulação, principalmente alterando a gama de pH ótima dos coagulantes. Contudo, o efeito dos iões na coagulação é significativo quando há uma variação brusca na concentração dos mesmos [53].

### *Coagulante*

Como referido anteriormente, a escolha do coagulante químico adequado a um tipo de águas e respetiva dose ótima é essencial na eficiência do processo. Trabalhar com o coagulante apropriado e a concentração é o maior passo para atingir uma boa eficiência no processo de coagulação e floculação [53].

## 2.2 – Filtração

Os filtros de um processo de filtração podem ser comparados a crivos pois retêm o material suspenso entre os grãos que constituem o leito de enchimento [29]. O leito é constituído por material granular como areia, carvão ou outro material da mesma dimensão [8]. No entanto, a maioria dos sólidos suspensos conseguem atravessar o meio sem ficarem retidos. Para o material mais fino ficar retido no meio, o processo de filtração depende de uma mistura de complexos mecanismos físicos e químicos [29]. Quando ocorre coagulação, os sistemas de filtração são também eficientes na remoção de protozoários, bactérias e vírus [44]. Geralmente, os processos de filtração podem ser classificados como rápidos ou lentos, sendo que os lentos são os mais antigos [8].

### *Mecanismos de filtração*

Como referido anteriormente, a remoção do material suspenso na filtração envolve alguns mecanismos físicos e químicos. A remoção da cor e turbidez depende de alguns fatores: as características químicas da água a tratar: natureza química e física do material suspenso; tipo e nível de pré-tratamento; e o tipo de filtro [8].

Os mecanismos de remoção atuam interligados dentro do meio de filtração, sendo responsáveis pela eficiência mais alta dos filtros. Os mecanismos são [8, 29]:

- Filtração;
- Sedimentação no meio;
- Adsorção – as partículas aderem às superfícies dos grãos do meio ou a material previamente depositado;
- Absorção;
- Ação biológica.

A relevância de cada um dos mecanismos referidos dependem dos fatores mencionados para a remoção de cor e turbidez [8].

### *Filtração lenta*

A filtração lenta foi um dos primeiros sistemas de filtração a ser desenvolvido. Tal como o nome diz, a taxa de filtração é baixa, entre 0,1 a 0,2 m<sup>3</sup>/h.m<sup>2</sup>. O fluxo da água a tratar é descendente, isto é, atravessa o meio filtrante de cima para baixo. Os mecanismos primários envolvidos neste



processo são a filtração, a adsorção e a ação microbiológica. A maior parte do material particulado fica retido por cima ou na camada mais superficial do meio, formando uma camada viscosa ("*schmutzdecke*"), repleta de microrganismos que ajudam na filtração. A camada superior do meio filtrante tem de ser totalmente removida, incluindo a camada microbiológica, fisicamente ou por limpeza do filtro *in situ* [8, 29].

A maior desvantagem da filtração lenta é a necessidade de uma área muito grande e bastantes operários ou, em alternativa, um investimento no equipamento de tratamento para limpeza dos filtros [8].

### *Filtração rápida*

A filtração rápida consiste na passagem de água pelo meio poroso a uma velocidade de filtração entre 5 a 25 m/h. Tipicamente, a água a tratar atravessa o leito no sentido descendente e podem ser utilizados tanto filtros gravíticos como de pressão. Durante o processo, os sólidos são retidos ou nos poros ou na superfície do topo do meio filtrante. Este preenchimento leva a uma perda de carga gradual caso se mantenha a velocidade de filtração. Após um certo período de tempo o filtro tem de ser lavado em contracorrente existindo, normalmente, um sistema auxiliar de lavagem [10].

O período entre as lavagens denomina-se ciclo de filtração e a perda de carga no final do ciclo é a perda de carga terminal. Alguns dos critérios que levam à lavagem são [10]:

- A perda de carga do filtro atinge os limites estipulados, sejam os caudais mínimos ou as pressões máximas;
- A qualidade do filtrado perde qualidade ou atinge os limites máximos;
- Atinge o tempo máximo de operação do filtro.

A duração dos ciclos de filtração ronda entre as 12 e as 96 horas, podendo em algumas estações de tratamento os ciclos serem mais longos. A estipulação de um limite máximo de tempo de operação do filtro é uma forma de evitar problemas de operação e limpeza. Esta medida pode prevenir o crescimento de bactérias no filtro e que os sólidos não se compactem no meio dificultando a lavagem em contracorrente. Normalmente, em águas superficiais, o pré-tratamento consiste em coagulação química o que torna bastante eficiente os filtros rápidos na remoção do material particulado [10].

O meio de enchimento dos filtros rápidos, sejam de pressão ou gravíticos, é geralmente areia. O meio para todos os filtros tem de ter uma série de características como: ser permeável; não reativos com as substâncias da água (inertes e fáceis de limpar); duros e de longa duração; e, por último, insolúveis em água [8]. Habitualmente, o material utilizado é microporoso que tem uma área superficial bastante elevada com canais inferiores a 20 Å [35]. Além da areia, também é comum usar-se gravilha, que tem as características mencionadas, para sustentar o meio filtrante e impedir que este saia durante a operação. Esta gravilha também ajuda durante a lavagem pois permite uma maior distribuição da água pelo filtro. Neste tipo de filtros, o meio mais fino fica em cima, enquanto o mais grosso, como a gravilha, fica em baixo [29]. A seleção do material granular para o leito de filtração depende de dois fatores: o tempo necessário a que a turbidez atravesse o leito e o tempo que leva a atingir o limite máximo de perda de carga. Com uma correta escolha do material, os tempos referido são iguais [8].

Quando permanecem problemas no limite máximo da perda de carga e raramente ocorrem na turbidez, deve-se considerar um meio de maior área. O inverso é quando ocorrem complicações na turbidez e não na perda de carga. Se ambos os problemas se mantiverem, mantém-se a velocidade de filtração mas aumenta-se a profundidade do leito e o tamanho dos grãos do meio [8].

### **2.2.1 – Filtração direta**

A filtração direta é um dos sistemas de filtração para tratamento de águas. Este sistema é apropriado para águas superficiais de boa qualidade e pouco turvas. O tratamento consiste numa série de etapas sequenciais: adição de coagulante, agitação rápida, floculação e filtração. Quando não se utiliza um tanque de floculação este sistema é denominado filtração em linha. O tratamento de águas por filtração direta é mais económico que a filtração convencional, que antes da fase filtração tem uma de sedimentação. Este facto verifica-se pois: não precisa de um tanque de sedimentação, evitando os custos de operação e manutenção; a concentração de coagulante necessária é menor pois os flocos apenas têm de ter tamanho suficiente para serem filtrados; produz muito menos lamas, poupando no tratamento de lamas e eliminação [10].

Contudo, este tratamento apresenta algumas desvantagens [21]:

- Como a fase de floculação não é eficiente, o tratamento apenas é adequado para águas com boa qualidade de modo a atingir os requisitos desejados à saída do filtro;

- Os operadores têm um curto tempo de resposta para as variações na qualidade da água a tratar;
- O tempo de detenção para controlar os problemas de odor e cheiro sazonais é pouco.

Os instrumentos utilizados neste processo são essenciais para o controlo automático do processo. A água a tratar e à saída do filtro têm de ser constantemente monitorizados para alertar os operadores de mudanças na qualidade da água e, assim, tomar medidas para ajustar o tratamento. Para prevenir que não entre água no sistema de abastecimento que não cumpra os parâmetros, incorpora-se um modo de encerramento de segurança nas instalações de filtração direta [21]. Além do mecanismo referido, existem três equipamentos que devem estar instalados: um controlador de caudal, um indicador da perda de carga e um turbidímetro em linha [28].

As doses dos químicos para o pré-tratamento deste tipo de filtração, a coagulação – floculação, podem ser determinados em laboratório com *jar-tests*. Contudo, é necessário ensaios à escala piloto, utilizando um filtro rápido, para determinar os elementos necessários ao processo. Os ensaios em laboratório podem ser traiçoeiros para este processo pois o objetivo não é formar grandes flocos, visíveis e com massa suficiente para a sedimentação [10].

### **2.2.2 – Características das águas adequadas à filtração direta**

Como referido previamente, as águas a tratar por filtração direta têm de ter uma boa qualidade. Assim, um ponto de partida para averiguar se uma determinada água é adequada ao processo é pelo tipo de coagulante e respetiva dose. Segundo Cleasby e Logsdon (1999), utilizando como coagulante primário o sulfato de alumínio, na época em há uma maior concentração de algas, a dose máxima a utilizar é de 2 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L e o limite da turbidez deve ser 7 NTU. No caso de o coagulante primário ser um polímero catiónico, a turbidez pode ser no máximo até 11 NTU. Quando é a época em que a concentração de algas é mais baixa, quando se é utilizado apenas o sulfato de alumínio, o limite de turbidez é 12 NTU, e para o polímero catiónico é de 16 NTU [10]. De um modo geral, considera-se uma água superficial adequada à filtração direta aquela que tenha uma turbidez inferior a 25 NTU [29].

## Capítulo 3. Metodologia

### 3.1 – Ensaios de laboratório

A primeira fase do projeto foi a laboratorial, em que foram feitos ensaios *jar-test* e análises de parâmetros de controlo e de caracterização da água bruta.

#### 3.1.1 – Amostragem

As amostras de água utilizadas nos ensaios de laboratório são provenientes do rio Vouga, junto à captação do Carvoeiro cuja concessão de exploração e gestão do sistema pertence à empresa Águas do Vouga, S. A. As amostras foram recolhidas a pelo menos 10 metros da margem onde se encontram os dois poços mais antigos da captação. Em cada amostragem recolhia-se cerca de 30 litros de água bruta, sem tratamento, utilizando três garrações opacos de boca larga com capacidade até 15 litros. Antes da recolha definitiva das amostras, os amostradores eram enxaguados com a água do rio. Em todo o período de ensaios foram realizadas cinco campanhas de amostragem entre finais de fevereiro e início de junho.

Posteriormente à recolha, as amostras são armazenadas numa arca frigorífica a cerca de 10 °C. A caracterização da água e os ensaios são realizados o mais rapidamente possível para manter as condições fiáveis à situação da recolha. Em cada amostragem, registou-se as condições climáticas, o estado visível do rio, a temperatura e a condutividade da água usando o condutivímetro WTW LF330, calibrado de acordo com o manual de instruções.

A caracterização da água é a primeira etapa, sendo realizada normalmente no próprio dia. As análises a realizar são: alcalinidade, clorofila a, SST, SSV, UV e turbidez. Os SST, UV e turbidez são também parâmetros de controlo.

#### 3.1.2 – *Jar – test*

A escolha dos químicos para o processo de coagulação e floculação pode ser auxiliado com a ajuda de tabelas, tendo em conta as características de cada caso. Contudo, é apenas uma escolha prévia pois é necessário recorrer a testes laboratoriais em que há a determinação do melhor coagulante e/ou floculante para a água, neste caso. O *jar-test*, o ensaio mais comum para este tratamento, tem como objetivo a determinação dos químicos adequados ao tratamento de uma água superficial proveniente do rio Vouga. Outro objetivo deste ensaio é a determinação da dose e do pH ótimos do coagulante adicionado [43].

Para tal, selecionaram-se coagulantes, intervalos de pH e de doses de alumínio e tempos de agitação a partir de artigos com experiências de coagulação e floculação em águas superficiais e um manual da EPA [22, 26, 30, 55].

Os coagulantes testados foram o cloreto de alumínio ( $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ), o sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ) e o PAX XL 10 (solução de cloreto de poli-alumínio, tem cerca de 10% de  $\text{AlCl}_3$ ) da empresa Quimitécnica. Com estes coagulantes prepararam-se soluções para posterior doseamento com 3000 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L. Como os coagulantes metálicos tendem a baixar o pH, foi utilizado uma base para acertar o pH, uma suspensão de hidróxido de cálcio ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) com 5 g/L. A escolha da cal deve-se ao facto de que além de ter um efeito coagulante é também utilizada pela empresa no acerto de pH. Contudo, previamente à seleção da cal como base para acerto de pH, testou-se o hidróxido de sódio ( $\text{NaOH}$ ) 0,2 M.

Cada ensaio testava apenas um dos coagulantes em diferentes doses e ao mesmo pH ( $\text{pH} \approx 7$ ). Os ensaios eram compostos por três copos com 2,5 L de água bruta e, a cada um deles, era adicionado doses diferentes do coagulante selecionado. A fase de agitação rápida foi feita com um agitador magnético no máximo pois era necessário na neutralização da solução, além de que assegurava uma boa distribuição do hidróxido de cálcio e do coagulante. A fase de agitação lenta era realizada no aparelho *jar-test* (Figura 3.1) à velocidade mínima, a cerca de 40 rpm, durante 20 minutos.



**Figura 3.1 – Fotografia do aparelho *jar-test* usado na fase de agitação lenta.**

Na Tabela 3.1 apresenta-se os volumes adicionados das soluções de coagulante com 3000 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L e respetivas massas e doses em alumínio.

**Tabela 3.1 - Listagem dos volumes da solução de sulfato de alumínio de 3000 mg Al<sup>3+</sup>/L e respectivas massas (mg Al<sup>3+</sup>) e doses (mg Al<sup>3+</sup>/L).**

Volume da solução de coagulante de 3000 (mg Al <sup>3+</sup> /L)	Massa de Al <sup>3+</sup> (mg)	Dose (mg Al <sup>3+</sup> /L)
4	12	4,8
8	24	9,6
15	45	18
25	75	30
50	150	60

A fase de sedimentação teve uma duração de 60 minutos de modo a garantir que os flocos depositem ao máximo aumentando o volume de clarificado. Após esta fase, é necessário retirar os sobrenadantes para posterior análise dos parâmetros de controlo. Para evitar a agitação dos flocos sedimentados, cerca de 1,6 L do sobrenadante foi retirado com um sifão (Figura 3.2). O líquido retirado é analisado em termos de SST, UV e turvação. O volume das lamas também foi medido com um cone de Imhoff.



**Figura 3.2 – Fotografia do sifão utilizado para remoção do sobrenadante nos ensaios laboratoriais.**

Após a determinação do coagulante adequado e da dose ótima, foi testado o pH ótimo para o mesmo. O efeito do floculante também foi testado na concentração de coagulante inferior ao intervalo da dose ótima e com pH à volta de 7. O floculante utilizado na fase laboratorial foi o Magnafloc LT25 da Rivaz Química numa solução de concentração 100 mg floculante/L. As doses testadas e respetivos volumes adicionados encontram-se na Tabela 3.2.

**Tabela 3.2 – Listagem dos volumes (mL) da solução de magnafloc LT25 de 100 mg/L e respetivas concentrações (mg/L) nos copos de ensaio ( $V_{amostra} = 2500$  mL).**

Volume da solução de floculante (mL)	Concentração (mg floculante/L)
0	0
5	0,2
12,5	0,5

Os ensaios para a determinação do pH ótimo e efeito do floculante foram executados de modo similar aos do coagulante adequado e respetiva dose ótima.

### 3.1.3 – Parâmetros de controlo e de caracterização da água

A forma de controlar a eficiência do processo é através da análise de alguns parâmetros. Como referido anteriormente, previamente aos ensaios *jar-test*, a água bruta é caracterizada por seis parâmetros: a alcalinidade, a clorofila a, SST, SSV, turbidez e absorção UV. Destes seis, os SST, absorção UV e turbidez são os parâmetros de controlo.

#### *Sólidos*

Os sólidos, de um modo geral, consistem na matéria dissolvida ou suspensa numa água ou efluente. A presença destes afeta a qualidade da água, principalmente no sabor e há a possibilidade de afetar fisiologicamente o consumidor [5]. Segundo o Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto, em termos de sólidos suspensos totais, o Valor Máximo Recomendado para as águas superficiais destinadas a consumo humano é de 25 mg/L. A concentração de sólidos é determinada por métodos físicos, concretamente os gravimétricos [43].

Os sólidos suspensos totais foram determinados baseando no método 2540 D. do *Standard Methods*. Este procedimento consistiu na passagem de 2L de água bruta por um filtro previamente calcinado e pesado juntamente com a cápsula de cerâmica. Os filtros utilizados, em fibra de vidro, tinham uma porosidade de 1 µm e um diâmetro de 47 mm. De referir que o volume utilizado na filtração do sobrenadante dependia da eficiência da filtração e/ou do volume retirado. Os sólidos suspensos é o resíduo que fica no filtro após a secagem a 103-105 °C.

$$[\text{Eq.1}] \quad SST = \frac{(m_{\text{estufa}} - m_{\text{inicial}})}{V}$$

SST – Sólidos suspensos totais em mg/L;

$m_{\text{inicial}}$  – Massa do filtro mais a cápsula em mg;

$m_{\text{estufa}}$  – Massa do filtro mais a cápsula após filtração e secagem em mg;

V – Volume de amostra filtrada em L.

Os sólidos suspensos voláteis correspondem à fração orgânica dos SST e são medidos após ignição a cerca de 550 °C [48]. O resíduo que se mantém no filtro após esta fase são os sólidos não voláteis, sendo que os SSV são obtidos pela diferença destes com os totais, como se verifica na equação seguinte.

$$[\text{Eq.2}] \quad SSV = \frac{(m_{\text{estufa}} - m_{\text{mufla}})}{V}$$



SSV – Sólidos suspensos voláteis em mg/L;

$m_{\text{mufia}}$  – Massa do filtro mais a cápsula após filtração e secagem em ignição em mg;

V – Volume de amostra filtrada em L.

A filtração para a determinação dos sólidos era realizada no próprio dia, no máximo no dia seguinte de manhã, pois o armazenamento das amostras para determinação de sólidos não pode ser superior a 24h [5].

### *Absorção Ultravioleta (UV)*

Nas águas existem muitos compostos orgânicos, como substâncias húmicas, que absorvem fortemente a radiação ultravioleta. O método de Absorção Ultravioleta (SM 5910 C) é um bom método suplente na medição de constituintes orgânicos específicos nas águas doces, salgadas e residuais. É possível que exista uma correlação sólida entre a absorção UV e o conteúdo em carbono orgânico, alguns subprodutos da desinfecção e cor. Este método, como também foi utilizado, é usado na monitorização de efluentes industriais e na avaliação da remoção de matéria orgânica em processos como a coagulação, adsorção por carbono ativado, entre outros. Basicamente, este método é um indicador dos constituintes que absorvem a radiação UV existentes na água a analisar [5].

O método de absorção UV foi aplicado às amostras filtradas e não filtradas de água bruta e dos sobrenadantes dos ensaios. Cada amostra foi colocada numa célula de quartzo que permite um feixe de luz com 1 cm e, a partir do espectrofotómetro, mediu-se a absorvância a um comprimento de onda de 253,7 nm. A absorvância UV é expressa em  $\text{cm}^{-1}$  e, quando há acertos de pH (manter a amostra a analisar na gama de pH entre 4 e 10) ou utiliza-se uma célula diferente aplica-se a Equação 3.

$$\text{[Eq.3]} \quad UV_{\lambda}^{pH} = \left[ \frac{A}{b} \right] \times D$$

$UV_{\lambda}^{pH}$  – absorvância UV média em  $\text{cm}^{-1}$ ;

b – o comprimento ótico da célula, cm;

$\bar{A}$  – absorvância média medida;

D – fator de diluição resultante do ajuste de pH e/ou diluição com água destilada.

### *Alcalinidade*

A alcalinidade é a capacidade que uma água tem de neutralizar ácidos, ou seja, basicamente é a soma de todas as bases tituláveis. Em geral, a alcalinidade das águas superficiais baseia-se no conteúdo em carbonato, bicarbonato e hidróxidos. Este também é um parâmetro necessário na interpretação e no controlo dos processos de tratamento de águas e efluentes [5].

A medição da alcalinidade das amostras brutas foi realizada através do método de titulação potenciométrica de baixa alcalinidade (SM 2320 B.4D). Este processo é adequado a águas com alcalinidade inferior a 20 mg CaCO<sub>3</sub>/L, que é o caso da água a analisar segundo dados fornecidos pela empresa Águas do Vouga, S. A. Este método baseia-se numa titulação, em que o titulante é uma solução padrão ácida de 0,02N, neste caso é de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), e o titulado é a água a analisar. De salientar que a solução padrão ácida foi padronizada previamente contra uma solução de carbonato de sódio (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) 0,05N. A alcalinidade total obtém-se pela Equação 4.

$$\text{[Eq.4] } \textit{Alcalinidade total} = \frac{(2B-C) \times N \times 50000}{V_{\text{amostra}}}$$

B – volume (mL) de titulante até ao primeiro pH registado (entre 4,3 e 4,7);

C – volume (mL) de titulante usado para diminuir o pH exatamente 0,3;

N – normalidade do titulante;

V<sub>amostra</sub> – volume (mL) de água titulada, neste caso foi 150 mL.

### *Clorofila a*

A clorofila a é um pigmento fotossintético e que indica a concentração de algas de um determinado meio aquático. Este parâmetro é útil na determinação do nível de eutrofização das águas [20].

A concentração de clorofila a nas amostras de água bruta foi obtida a partir do método colorimétrico (SM 10200 H.). O processo do *Standard Methods* contempla duas etapas: a extração dos pigmentos e a determinação espectrofotométrica. A primeira etapa consiste na retenção dos sólidos num filtro de fibra de vidro de porosidade e 47 mm de diâmetro e este é macerado em acetona a 90 % para extração dos pigmentos. As duas etapas estão separadas por um período de 24h para a extração ficar completa. A segunda etapa resume-se à leitura das absorvâncias a

diferentes comprimentos de onda (750, 664, 647 e 630 nm) dos sobrenadantes da extração dos pigmentos. Os cálculos para a quantificação dos extratos encontram-se descritos a seguir.

Todas as absorvâncias lidas nos comprimentos de onda 664, 647 e 630 nm têm de ser corrigidas segundo a Equação 5 devido à turbidez dos sobrenadantes.

$$\text{[Eq.5]} \quad Abs_{corrigida} = Abs_{lida} - Abs_{750nm}$$

As concentrações das clorofilas a, b e c dos extratos obtêm-se pelas Equações 6, 7 e 8.

$$\text{[Eq.6]} \quad C_a = 11,85(Abs_{664}) - 1,54(Abs_{647}) - 0,08(Abs_{630})$$

$$\text{[Eq.7]} \quad C_b = 21,03(Abs_{647}) - 5,43(Abs_{664}) - 2,66(Abs_{630})$$

$$\text{[Eq.8]} \quad C_c = 24,52(Abs_{630}) - 7,60(Abs_{647}) - 1,67(Abs_{664})$$

A quantidade de pigmentos por unidade de volume é dada pela Equação 9.

$$\text{[Eq.9]} \quad \text{Clorofila } a \left[ \frac{mg}{m^3} \right] = \frac{C_a \times \text{Volume do extrato (L)}}{\text{Volume da amostra (m}^3\text{)}}$$

### *Turbidez*

A turbidez é a propriedade que a água adquire devido à presença de material em suspensão, fino e visível, que impede ou dificulta a passagem de luz [40]. Esta propriedade ótica da água provoca a dispersão e absorção da luz. O material em suspensão normalmente é argila, silte, matéria orgânica e inorgânica muito fina, plâncton e outros microrganismos [5]. Nos ensaios laboratoriais, a turbidez foi medida na caracterização da água bruta, que equivale à condição prévia ao ensaio, e aos sobrenadantes dos ensaios realizados. Inicialmente, o método de medição seria o nefelométrico que consiste na medição fotométrica, por um ou mais detetores, da intensidade da luz dispersa que incidiu previamente na amostra [5]. Contudo, o turbidímetro não tinha sensibilidade suficiente para analisar a turbidez das amostras.

Assim, a turbidez foi medida a partir das absorvâncias UV. Utilizando os reagentes do método nefelométrico do *Standard Methods* (SM 2130 B.), preparou-se uma suspensão padrão de formazina para reserva que correspondia a 4000 NTU. A suspensão foi diluída de forma a preparar nove soluções com turbidez conhecida, de 0 a 8 NTU. A partir dessas soluções, leu-se a absorvância no espectrofotómetro ao comprimento de onda de 253,7 nm, que é o mesmo da absorvância UV. Com as leituras estabeleceu-se uma curva de calibração cuja linha de tendência

apresenta a equação  $y=a+bx$ , em que  $y$  é a absorvância lida,  $x$  é a turbidez (NTU) correspondente a cada absorvância,  $b$  é o declive da reta e  $a$  representa a ordenada na origem. A turbidez das amostras foi obtida por interpolação.

### *Carência Química de Oxigénio*

A Carência Química de Oxigénio (CQO) é um parâmetro usado na avaliação da qualidade de uma água. O CQO mede, indiretamente, a quantidade de carga química presente através da quantidade de oxigénio gasto numa amostra pelas substâncias redutoras [31].

Usualmente, o oxidante utilizado no *Standard Methods* para quantificação do CQO é o ião dicromato ( $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ) pelas suas propriedades químicas únicas. Este ião é reduzido ao ião crómio ( $\text{Cr}^{3+}$ ) durante o teste. Numa amostra, tanto os componentes orgânicos como inorgânicos são sujeitos a oxidação geralmente predominando os orgânicos. Caso seja necessário determinar o CQO orgânico e inorgânico isoladamente são necessários ensaios adicionais [5].

O método utilizado na determinação do CQO foi o Método do Refluxo Tritrimétrico (SM 5220 C). Este método engloba três partes: a limpeza dos tubos de digestão; a padronização da solução FAS (sulfato ferroso amoniacal) com a solução padrão de dicromato de potássio; e a determinação de CQO. As soluções utilizadas neste método foram: solução padrão de dicromato de potássio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) de 0,0167 M, um reagente de ácido sulfúrico, uma solução indicadora de ferroína e uma solução de FAS de 0,1 M. A limpeza dos tubos de digestão é a primeira etapa para evitar contaminação e baseia-se numa digestão de 30 minutos com água bidestilada, solução de digestão e ácido sulfúrico. O reagente de ácido sulfúrico apenas é utilizado na fase de determinação do CQO, em conjunto com o indicador de ferroína, a solução de digestão e a amostra. Esta fase, tal como a padronização do FAS, é uma titulação em que o titulante é o FAS, evidenciando a importância da fase referida. A titulação do FAS é necessária pois esta solução não é padrão e é necessário saber o título para a determinação do CQO.

A normalidade do FAS obtém-se através da Equação 10 e a Carência Química de Oxigénio pela Equação 11.

$$\text{[Eq.10]} \quad N_{\text{FAS}} \left[ \frac{\text{eq}}{\text{L}} \right] = \frac{V_{\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7}}{V_{\text{FAS}}} \times 0,1$$

$N_{\text{FAS}}$  – título do FAS (eq/L);

$V_{\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7}$  – volume (mL) da solução padrão de dicromato de potássio titulado;

$V_{FAS}$  – volume (mL) da solução de FAS gasta na titulação.

$$[\text{Eq.11}] \text{CQO}[mgO^2/L] = \frac{(V_{FAS\text{Branco}} - V_{FAS\text{Amostra}}) \times N_{FAS} \times 8000}{V_{amostra}}$$

$V_{FAS\text{Branco}}$  – volume (mL) da solução de FAS gasta na titulação do tubo de digestão em branco;

$V_{FAS\text{Amostra}}$  – volume (mL) da solução de FAZ gasta na titulação do tubo de digestão com amostra;

$V_{amostra}$  – volume (mL) de amostra a analisar titulada.

### *Alumínio*

O alumínio é o terceiro elemento mais abundante na crosta terrestre, ocorrendo nos minerais, rochas e argilas. Assim, é de prever que surja naturalmente nas águas como um sal solúvel, um coloide ou um composto insolúvel [5]. Este elemento foi analisado no Laboratório Luságua na sede da empresa Águas do Vouga, S. A., através de uma absorção atômica com uma câmara de grafite. O método utilizado foi o Método de Análise por Espectrometria de Absorção Atômica e Eletrotérmica (SM 3113 B).

Previamente à análise foram armazenadas amostras de 100 mL com 3 gotas de ácido nítrico concentrado a cerca de 4°C.

### *Temperatura e Condutividade*

A temperatura e condutividade da água bruta foram dois parâmetros medidos no local. Em cada campanha de amostragem, a partir do condutivímetro WTW LF330. Normalmente, quanto mais alta for a condutividade, maior concentração de sais dissolvidos na água a analisar [48].

### *Cor*

A presença de iões metálicos naturais (ferro e manganês), matéria húmica, plâncton, plantas e descargas industriais podem resultar na presença de cor nas águas. Assim, distingue-se cor verdadeira de cor aparente. A primeira é com que a água fica após remoção da turbidez e a cor aparente é determinada na água original sem filtração ou centrifugação [5].

Este parâmetro é medido através da comparação com uma solução padrão de Platina-Cobalto sendo a unidade utilizada mg/L de  $PtCo$  ou mg/L de Pt [40]. A cor foi analisada pelo Laboratório Luságua na sede da empresa Águas do Vouga, S. A.

### *Coliformes*

Os coliformes são um grupo de bactérias cuja presença na água para consumo humano pode indicar contaminação por organismos patogénicos. Assim, os coliformes totais e fecais são dois dos parâmetros analisados para controlo da qualidade da água para consumo. Os coliformes totais são utilizados como indicadores da poluição por esgotos domésticos. Os coliformes fecais, tal como o nome indica, são bactérias presentes no intestino de animais de sangue quente, sendo indicadores da qualidade sanitária da água [40].

Tal como se procedeu com a cor, estes parâmetros foram analisados pelo Laboratório Luságua na sede da empresa Águas do Vouga S. A.

## **3.2 – Ensaio de filtração à escala piloto no Carvoeiro**

A segunda fase do projeto foi a realização de ensaios à escala piloto de um sistema de filtração com pré-tratamento de coagulação e floculação.

### **3.2.1 – Montagem do sistema**

Previamente à realização dos ensaios, o sistema de filtração tinha de ser montado. Assim, começando pela preparação do reservatório onde o pré-tratamento com coagulante e floculação ocorreu, este precisou de alguns ajustes. O volume do reservatório é cerca de 1000 L (1 m<sup>3</sup>) e, a partir dos ensaios de laboratório, estimou-se que desses 1000 L, 300 correspondem às lamas e o restante é o sobrenadante. Como tal, a saída para o filtro (Figura 3.3A) foi colocada na marca dos 300 L de modo a minimizar a perturbação que a bombagem do sobrenadante para alimentar o filtro possa provocar no reservatório. A outra adaptação foi a remoção de metade do topo do reservatório para permitir instalar o agitador mecânico acionado por motor elétrico (Figura 3.3B).



Figura 3.3 – Fotografias da montagem do reservatório de 1 m<sup>3</sup>. A – Localização da saída para o filtro (primeira abertura) e a torneira para esvaziar o depósito; B – Topo do reservatório após modificação.

A etapa seguinte foi o posicionamento e suporte do filtro. O filtro foi colocado verticalmente e preso com quatro abraçadeiras junto ao suporte da plataforma liga os dois poços mais antigos. A base deste foi elevada para proporcionar uma saída adequada da água tratada, como se pode verificar na Figura 3.4A.

Posteriormente posicionou-se o reservatório ao lado do filtro e instalaram-se os tubos que fazem as ligações: rio → bomba; bomba → reservatório; reservatório → bomba; e bomba → filtro. A bomba centrífuga, duas das ligações e os tubos encontram-se na Figura 3.2B. Os tubos de ligação têm aproximadamente 2 polegadas de diâmetro e a bomba centrífuga tem capacidade de bombear até 4 m<sup>3</sup>/h tendo um contador incorporado na saída.

A alimentação da bomba estava ligada por um T com duas válvulas de corte ao rio e à saída do reservatório. A saída da bomba estava ligada por uma união T e duas válvulas de corte ao reservatório e à entrada do filtro. Assim, a bomba podia ficar encher o reservatório e, depois, alimentar o filtro.



Figura 3.4 – A- Posicionamento do filtro junto ao suporte da plataforma; B – Foto da bomba hidráulica utilizada, onde é visível o contador, os tubos que fazem ligação rio – bomba e bomba – reservatório e os restantes encaixes.

Após a montagem do sistema foi preciso introduzir o meio filtrante para que este estabilize antes do início dos ensaios. O meio filtrante foi o zeólito em que a fração mais grosseira tem granulometria de 1,0 a 3,0 mm e a areia mais fina de 0,4 a 1,0 mm. O zeólito é um aluminossilicato cristalino microporoso cuja estrutura contém alumínio e silício coordenados tetraedricamente nas formas  $\text{SiO}_2$  e  $\text{AlO}_2^-$  [35] e uma área superficial 10 vezes superior à areia. Neste caso foi utilizado o zeólito mas as alternativas a este meio podiam ser antracite, calcite e até carvão ativado.

A altura interna do filtro é de 2,20 m e o diâmetro interno é 0,45 m. Antes de colocar o meio filtrante, 12 cm do fundo foi preenchido com seixo de modo a suportar o meio e impedir que este passe juntamente com a água tratada. Por cima do seixo, colocou-se a o meio mais grosseiro, a que tem granulometria de 1,0 a 3,0 mm, seguida da mais fina (0,4 a 1,0 mm), ambos preencheram cerca de 1,20 m do filtro, sendo a fração mais fina a predominante. Como não foi possível montar o sistema de modo a que a filtração ocorresse por gravidade e sim por pressão, deixou-se um espaço sem meio de cerca de 88 cm para promover um tempo de retenção para a floculação



Figura 3.5 – A – Seixo; B – Zeólito de granulometria 1,0 a 3,0 mm; C – Zeólito de granulometria 0,4 a 1,0 mm.



ocorrer (no caso do ensaio de filtração direta). A Figura 3.5 contém as fotos do seixo, do zeólito mais grosseiro e do mais fino.

O final da montagem é visível na Figura 3.6, em que a bomba hidráulica encontra-se pousada no chão, o agitador elétrico já está em posição, e todas as ligações estão feitas. Apesar de ser pouco visível, no topo do filtro encontra-se um manómetro que indica a pressão à entrada do filtro.

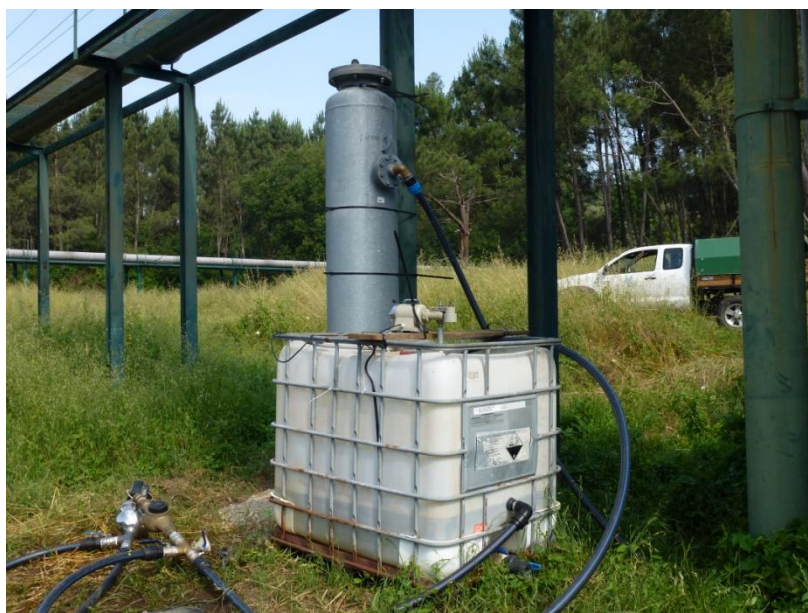


Figura 3.6 – Montagem final do sistema de filtração para a realização de ensaios.

### 3.2.2 – Procedimento

Após ensaios laboratoriais de coagulação – floculação, que visaram a determinação do coagulante adequado e respetiva dose ótima, foram efetuados ensaios piloto do tratamento que posteriormente poderá vir a ser implementado pela empresa Águas do Vouga, S. A. O sistema é constituído pela sequência de dois tratamentos, coagulação – floculação e filtração rápida (com baixa pressão).

Esta necessidade prende-se pelo facto de que os ensaios laboratoriais não serem suficientes para obter uma conclusão definitiva pois as amostras de água utilizadas eram armazenadas. Assim, os ensaios junto ao rio permitem a utilização de água diretamente do rio, tal como um aumento significativo de volume a ser testado.

A primeira etapa foi a filtração de água para lavar o meio filtrante novo. Para tal, filtrou-se 3 m<sup>3</sup> de água a um caudal de 1,9 m<sup>3</sup>/h. A partir do relatório de estágio de LIMA [39], sabe-se que utilizando o mesmo filtro, a velocidade de filtração ótima é de 12,6 m/h. Em consequência do caudal ser fixado através das válvulas, isto é, por “estrangulamento”, a velocidade de filtração

variava ligeiramente, entre o início e o fim de cada ensaio. Os ensaios terminavam quando o manómetro na entrada do filtro indicava aumento da pressão.

Na etapa seguinte realizaram-se os ensaios em que não houve adição de químicos. A velocidade de filtração manteve-se à volta dos 12,6 m/h. Esta etapa teve como objetivo a avaliação da eficiência do filtro. Segundo CLEASBY e LOGSDON [10], um ciclo de filtração acaba quando o filtro colmata, isto é, quando atinge a perda de carga máxima. Assim, cada ensaio acaba quando o filtro começa a colmatar (e a pressão a aumentar) ou após a passagem de pelo menos 20 m<sup>3</sup> de água. No final do ensaio fez-se a lavagem em contracorrente do filtro a uma velocidade menor que a de filtração.

Após o ensaio sem coagulante, o processo de tratamento seguinte foi a filtração direta com coagulante mas sem adição de floculante. Como referido anteriormente, uma água para ser tratada por filtração direta não pode precisar de mais de 2 mg Al<sup>3+</sup>/L para o processo ser eficiente. Assim, tem-se o limite máximo de concentração testado e, a partir do sulfato de alumínio líquido da empresa Quimitécnica que continha 8,3 % (m/v) de Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, doseou-se o volume necessário deste para 1 m<sup>3</sup> e para 650 L (volume médio de filtração). Como no local de ensaios não era possível medir o pH em contínuo, foi analisado em laboratório o volume da suspensão de hidróxido de cálcio necessário a neutralizar água após a adição de sulfato de alumínio para uma concentração de 2 mg Al<sup>3+</sup>/L. Assim, após a análise, preparou-se uma suspensão de Ca(OH)<sub>2</sub> com 100 g/L e doseava-se o volume determinado para 1000 L e 650 L. No local de ensaio, o coagulante e a suspensão eram adicionados durante a fase de enchimento que correspondia à agitação rápida, necessária para uma boa mistura do coagulante e da base. Após o enchimento do reservatório, o agitador elétrico misturava a água lentamente enquanto a água era bombeada para o filtro com uma velocidade de filtração de cerca de 12,6 m/h. Já no interior do filtro, a floculação ocorria na zona vazia. No final do ensaio procedeu-se, novamente, à lavagem em contracorrente.

A segunda fase do ensaio de filtração direta foi a introdução do floculante no processo. A partir dos ensaios laboratoriais estipulou-se que a concentração de floculante no reservatório devia de ser 0,5 mg/L. O floculante utilizado foi Superfloc A-100 PWG fornecido pela Quimitécnica e, segundo a ficha técnica, é um polieléctrolito (Poli-acrilamida aniónica). Como o floculante é um pó branco granulado, foi preciso preparar uma solução com 1 g floculante/L previamente ao ensaio de modo a que se possa dosear no local. O procedimento desta fase é semelhante à anterior, a única mudança é a fase de floculação no reservatório. Perto do final do enchimento do

reservatório, o floculante é adicionado para aproveitar as condições de mistura seguindo-se a fase de agitação lenta durante a 20 minutos. Apesar de os flocos formados serem destruídos durante o bombeamento para o filtro, a fase de agitação lenta é suficiente para misturar eficientemente o floculante. No final, o filtro voltou a ser lavado em contracorrente.

Por último, testou-se a filtração convencional em que introduziu-se a fase de sedimentação. O processo é semelhante ao anterior, mas após a fase de agitação lenta seguiu-se uma de sedimentação durante uma hora. No final, o filtro voltou a ser lavado em contracorrente. Em todos os ensaios a concentração de coagulante e floculante manteve-se.

Os parâmetros de controlo do processo foram a turbidez, a cor, os sólidos suspensos e os coliformes. A turbidez, a cor e os coliformes foram determinados pelo Laboratório Luságua na sede da empresa Águas do Vouga, S. A. Os sólidos suspensos foram determinados pelo mesmo método descrito anteriormente nos laboratórios do Departamento de Ambiente e Ordenamento.

A recolha de amostras para análise foi realizada da seguinte forma:

- Sólidos suspensos – na última filtração de cada dia (após terem sido filtrados entre cerca de 5 e 7 m<sup>3</sup>) eram recolhidos cerca de 4 L de água, 2 L de água bruta e 2 L de água filtrada. No ensaio com sedimentação, recolheram-se 6 L pois também se retiraram 2 L do sobrenadante. Utilizou-se garrações opacos que foram enxaguados pelas respetivas águas previamente ao armazenamento.
- Turbidez e cor – foram determinados após cada m<sup>3</sup> filtrado e o armazenamento das amostras destes parâmetros foi em frascos de 100 mL fornecidos pela Laboratório Luságua. Tal como para os sólidos suspensos, foram recolhidas amostras da água bruta e à saída do filtro correspondentes à mesma filtração e utilizando o mesmo esquema de colheita. Durante um dia de filtrações, recolhia-se em média dez amostras, cinco de água bruta e cinco à saída do filtro, tendo cada uma correspondência à filtração em questão. Até ao final do dia, as amostras eram armazenadas fora da luz solar.
- Coliformes – tal como nos sólidos suspensos, as amostras para este parâmetro eram recolhidas na última filtração do dia. No entanto, neste caso é preciso desinfetar os locais de colheita e as mãos com álcool etílico para evitar contaminação. Os frascos para este efeito eram esterilizados, vindo embalados numa película de plástico sendo também fornecidos pelo Laboratório Luságua.

## Capítulo 4. Resultados e Discussão

### 4.1 – Variação do estado do rio durante os ensaios laboratoriais

De forma a realizar os ensaios *jar-test*, recolheram-se volumes grandes de água do rio que para manter o máximo possível as condições de recolha. Na Tabela 4.1 encontram-se as datas de recolha das amostras de água do rio Vouga no local da captação do Carvoeiro. Como referido anteriormente, todos os dados listados caracterizam as águas, sendo que a turbidez, o alumínio e os SST servem também de controlo e avaliação da eficiência dos ensaios.

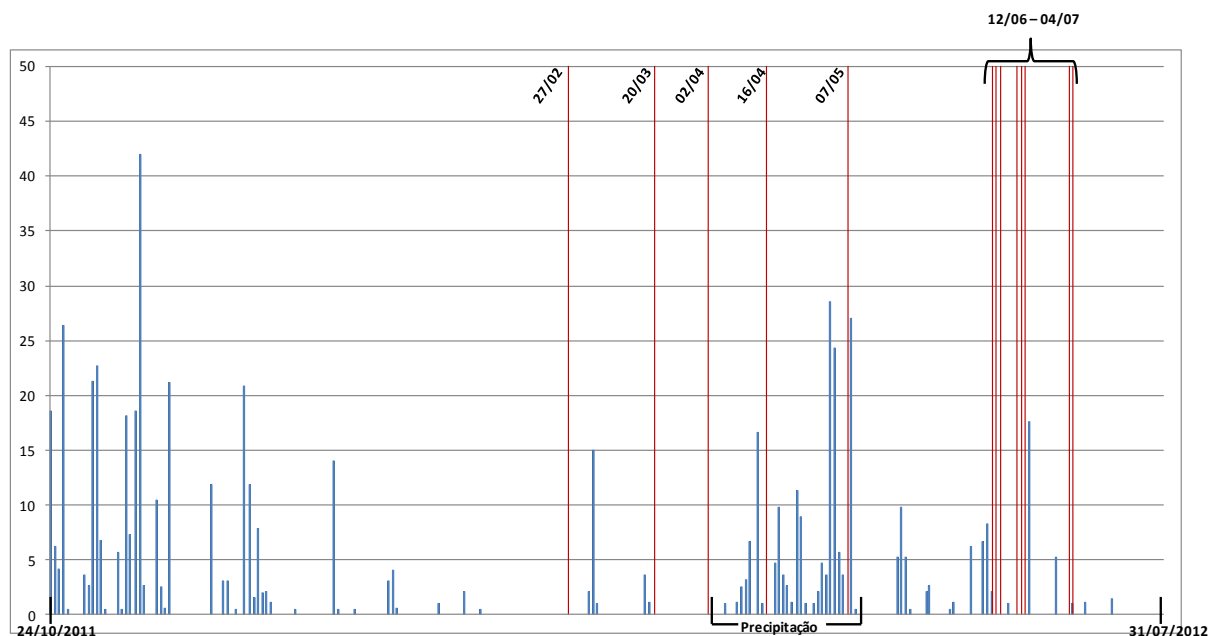
**Tabela 4.1** – Listagem das concentrações de alumínio ( $\mu\text{g Al/L}$ ), clorofila a ( $\text{mg/m}^3$ ), alcalinidade ( $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ ), turbidez (NTU), SST ( $\text{mg/L}$ ) e SSV ( $\text{mg/L}$ ) da água do rio Vouga no local da captação do Carvoeiro nos dias das campanhas de amostragem. O alumínio, a turbidez e SST são também parâmetros de controlo.

Data (dia/mês/ano)	Alumínio ( $\mu\text{g Al/L}$ )	Clorofila a ( $\text{mg/m}^3$ )	Alcalinidade ( $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ )	Turbidez (NTU)	SST ( $\text{mg/L}$ )	SSV ( $\text{mg/L}$ )	UV ( $\text{cm}^{-1}$ )
27-02-2012	-----	-----	17,21	-----	2,00	0,85	-----
20-03-2012	124,1	5,30	19,81	5,35	2,08	1,08	0,050
02-04-2012	138,8	11,16	21,49	7,14	4,04	1,49	0,067
16-04-2012	189,1	2,57	16,56	9,56	6,36	1,68	0,090
07-05-2012	157,8	1,72	12,42	7,14	5,70	1,56	0,067

Inicialmente, em vez da absorção UV, o parâmetro de controlo seria o CQO, no entanto, esse parâmetro não está listado os resultados obtidos eram muito baixos para serem medidos, principalmente após ensaios. Assim, a alternativa foi a absorção UV, que é um indicativo da presença de matéria orgânica. Como tal, as análises na primeira amostragem cingiram-se aos SST, SSV e alcalinidade.

Mesmo sem nenhum tratamento, à exceção da turbidez que para águas superficiais tem de ser inferior a 1 NTU, as concentrações de cada um dos parâmetros não excedem os valores paramétricos definidos na Parte III do Anexo I do Decreto-Lei 306/2007 de 27 de Agosto.

A precipitação nos meses entre dezembro e março foi muito inferior à verificada nos anos hidrológicos anteriores, segundo a base de dados do SNIRH. Como se concluiu do gráfico da precipitação diária apresentado na Figura 4.1, ocorreu um período de chuva mais intensa entre 7 de abril e 8 de maio. Tal facto pode ter influenciado diretamente a proliferação de algas pois a concentração de clorofila a no início de abril foi a mais elevada, baixando abruptamente como se pode verificar catorze dias depois.



**Figura 4.1 – Representação gráfica da precipitação diária no período entre 24/10/2011 e 31/07/2012 na área em estudo. As datas das amostragens encontram-se assinaladas tal como o período de precipitação mais intensa (entre 7 de abril e 8 de maio de 2012). O período de 12/06 a 04/07 corresponde ao período em que se realizaram os ensaios à escala piloto.**

Além da precipitação, a temperatura da água, 15,4 °C, também foi mais alta que nos anos anteriores, na mesma altura do ano, segundo as medições fornecidas pelas Águas do Vouga, S. A. Comparando ainda com a campanha de amostragem seguinte, 16 de abril, os SSV de dia 2 representam cerca de 36% dos SST e na de dia 16 é 27%. Contudo, a segunda amostragem do mês de abril tem mais 2 mg/L de SST que a primeira. Esta diferença pode ser explicada pela construção da barragem de Ribeiradio, Sever do Vouga, e o grande aumento da precipitação nesse mês. As amostras de 16 de abril são também as que têm maior concentração de SST de todas, maior turbidez, concentração de alumínio mais elevada e absorção UV. Na Tabela 4.2 encontram-se os parâmetros medidos e respetivas observações no momento da recolha de amostras. Pelas observações, em termos visuais, no dia 16 abril foi também o dia em que o estado do rio era mais turvo. Em relação à condutividade, esta diminuiu com o aumento da precipitação em abril.

Tabela 4.2 – Valores da temperatura (°C) e condutividade (μS/cm) do rio Vouga no local de captação do Carvoeiro nas campanhas de amostragem e respetivas observações.

Data (dia/mês/ano)	Temperatura (°C)	Condutividade (μS/cm)	Observações
27-02-2012	8,6	72	Céu limpo, tonalidade verde no rio e turva
20-03-2012	13,4	72	Céu limpo, água turva
02-04-2012	15,4	74	Céu nublado, água turva
16-04-2012	13,4	56	Céu nublado, água bastante turva e com tom verde
07-05-2012	12,2	47,4	Precipitação, água bastante turva

## 4.2 - Coagulantes

### 4.2.1 – Sulfato de alumínio *versus* cloreto de alumínio

Os primeiros coagulantes a serem testados foram o sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ) e o cloreto de alumínio ( $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ). Estes coagulantes diferem bastante em termos de eficiência no tratamento da água em estudo. Começando pelos sólidos suspensos, na Tabela 4.3 encontram-se listados os SST dos sobrenadantes dos ensaios. Após a fase de sedimentação, os sobrenadantes dos ensaios tinham bastante material, como se verifica na Tabela 4.3. Contudo, é visível a enorme diferença na concentração de sólidos entre os ensaios com cloreto e com sulfato de alumínio. Pelos dados, nota-se que mesmo com o sulfato de alumínio, os SST são superiores à amostra bruta. Tal facto deveu-se à ocorrência de flutuação de sólidos que dificultou a sedimentação dos flocos mantendo-os em suspensão. Mesmo assim, o material em suspensão com o cloreto de alumínio foi muito maior que com o sulfato. Os SST são o primeiro indicativo de que o cloreto de alumínio não é apropriado para as águas em análise por originar um precipitado gelatinoso que não sedimenta.

Tabela 4.3 – Sólidos suspensos totais (mg/L) do sobrenadante dos ensaios *jar-test* com sulfato e cloreto de alumínio nas doses de 18 e 30 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L, e da água a analisar (amostra bruta). Absorção UV ( $\text{cm}^{-1}$ ) dos sobrenadantes das doses referidas.

Doses (mg $\text{Al}^{3+}$ /L)	Sulfato de alumínio		Cloreto de alumínio	
	SST (mg/L)	UV ( $\text{cm}^{-1}$ )	SST (mg/L)	UV ( $\text{cm}^{-1}$ )
Amostra bruta	2,0	-----	2,0	-----
18	2,4	0,012	38,2	0,034
30	2,2	0,010	160,0	0,072

Na Tabela 4.3 também se encontra a absorção UV dos sobrenadantes das doses 18 e 30 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L. Infelizmente não é possível comparar com a amostra bruta pois inicialmente o parâmetro a analisar na água recolhida para estes ensaios era o CQO. Contudo, é possível observar a grande diferença entre as absorções UV dos sobrenadantes de cloreto de alumínio e dos de sulfato.

A turbidez é a segunda análise que demonstra a inadequação do cloreto em comparação ao *alum*. Na Figura 4.2 é possível visualizar graficamente a diferença de efeito na turbidez entre o sulfato e o cloreto de alumínio, principalmente na dose de 30 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L. Como referido anteriormente, a turbidez foi obtida por interpolação através das absorvâncias UV e, como na amostra bruta não se mediu a absorção UV, não existem dados deste parâmetro da amostra bruta. Foi a partir das amostras destinadas a estes ensaios *jar-test* que se verificou que o turbidímetro não tinha sensibilidade suficiente para medir uma turbidez tão baixa.

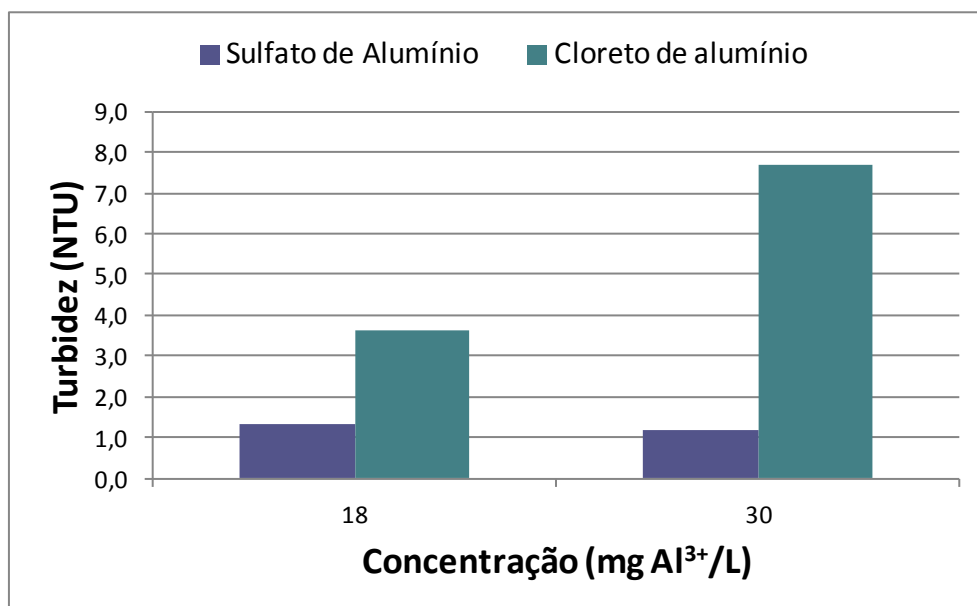
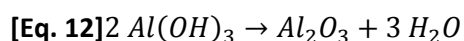


Figura 4.2 – Gráfico comparativo entre a turbidez (NTU) dos sobrenadantes de sulfato e cloreto de alumínio às concentrações de 18 e 30 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L.

De salientar que nestes ensaios a neutralização das amostras após a adição do coagulante foi feita a partir da solução de hidróxido de sódio (NaOH) de 0,2 M. Além da água ter pouca capacidade tampão, o acerto de pH com o NaOH foi demorado, e não influenciou a formação de flocos. Nesta fase, excluiu-se a medição dos SSV dos sobrenadantes pois os valores eram resultado da reação (Equação 12) que ocorre na mufla com o hidróxido de alumínio ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ).



Assim, a partir destes resultados excluiu-se o cloreto de alumínio como coagulante para as águas do Vouga, permanecendo o sulfato de alumínio para ensaios seguintes como potencial coagulante. Também foi após este ensaio que se definiu a hipótese de usar cal para neutralizar e acertar o pH das amostras tendo em conta que o hidróxido de cálcio é a base utilizada para correção de pH na ETA da Águas do Vouga, S. A. Para tal, realizou-se um *jar-test* com o sulfato de alumínio para confirmar o efeito em que também se verificou o efeito do hidróxido de alumínio. Os resultados deste ensaio serão discutidos mais adiante.

#### 4.2.2 – Sulfato de alumínio *versus* PAX XL10

Os ensaios seguintes focaram-se na comparação do sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ) e do PAX XL10 nas doses de 4,8, 9,6 e 18 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L. Neste caso, a neutralização das amostras foi feita a partir da suspensão de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  de 5 g/L em que se verificou uma maior facilidade no acerto do pH e afetou positivamente a coagulação. Como o pH era controlado durante a adição do coagulante e da base, notou-se que a adição do PAX não provocou uma descida do pH tão abrupta como o sulfato de alumínio. Na Figura 4.3 encontram-se três gráficos que comparam os valores de turbidez, SST e absorção UV entre as amostras tratadas com *alum* e com PAX. O PAX teve um melhor desempenho na dose mais alta, 18 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L, em todos os parâmetros, piorando o estado da água nas doses inferiores a essa. Em contrapartida, o sulfato de alumínio à medida que se aumenta a dose é mais eficaz apesar da diferença entre as duas últimas não ser significativa. Para o *alum*, a dose ótima nesta fase é a de 9,6 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L porque a diferença entre esta dose e a mais elevada é pouco significativa, sendo preferível a dosagem menor em termos de custo e ambientalmente. No caso do PAX, através destes ensaios, a dose ótima é a de 18 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L pelas razões referidas anteriormente.



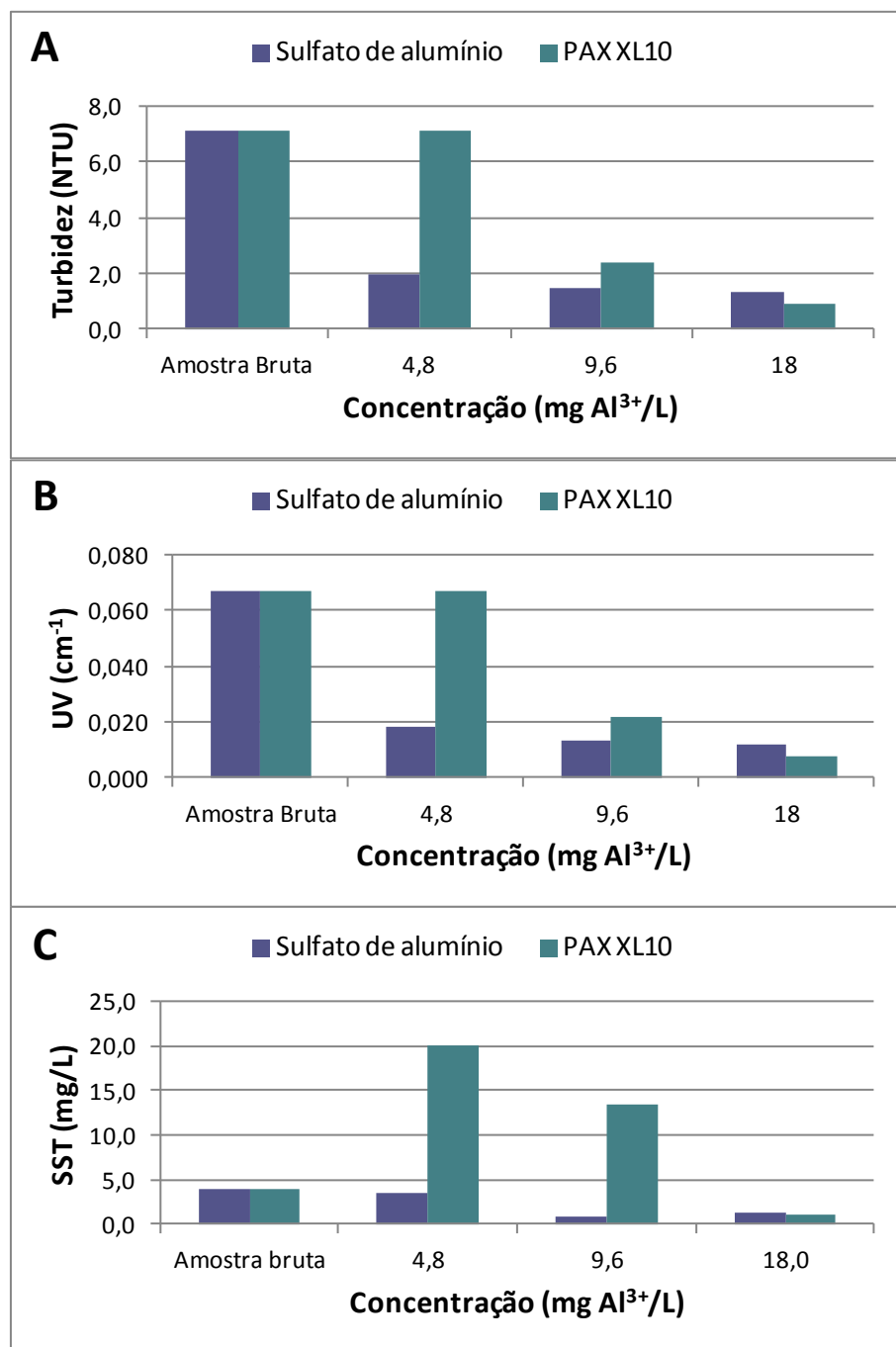


Figura 4.3 - Representação gráfica de três parâmetros nas amostras de água bruta e nos sobrenadantes dos ensaios com os coagulantes sulfato de alumínio e PAX XL10 nas doses de 4,8, 9,6 e 18 mg Al<sup>3+</sup>/L. A – Turbidez (NTU); B – Absorção UV (cm<sup>-1</sup>); C – SST (mg/L).

Na Tabela 4.4 é possível visualizar o volume de lamas geradas por cada dose de alumínio e respetivo coagulante.

Tabela 4.4 – Volumes de lamas geradas pelos ensaios com os coagulantes sulfato de alumínio e PAX XL10 nas doses de 4,8, 9,6 e 18 mg Al<sup>3+</sup>/L.

Doses (mg Al <sup>3+</sup> /L)	Sulfato de alumínio	PAX XL10
	V <sub>lamas</sub> (mL)	V <sub>lamas</sub> (mL)
4,8	30	0
9,6	60	60
18	110	170

Apesar do PAX na dose de 9,6 mg Al<sup>3+</sup>/L ter formado o mesmo volume de lamas que o sulfato de alumínio, o material que se manteve em suspensão foi muito superior ao último, como se pode verificar pela Figura 4.3.

Assim, de modo a confirmar o efeito do PAX, realizou-se um segundo *jar-test* nas doses anteriores. A comparação entre o primeiro e o segundo ensaio em que se testou o PAX encontra-se na Figura 4.4. De salientar que o primeiro ensaio corresponde ao *jar-test* realizado no mesmo dia que o sulfato de alumínio, e o segundo foi um ensaio isolado em que apenas se testou o PAX.

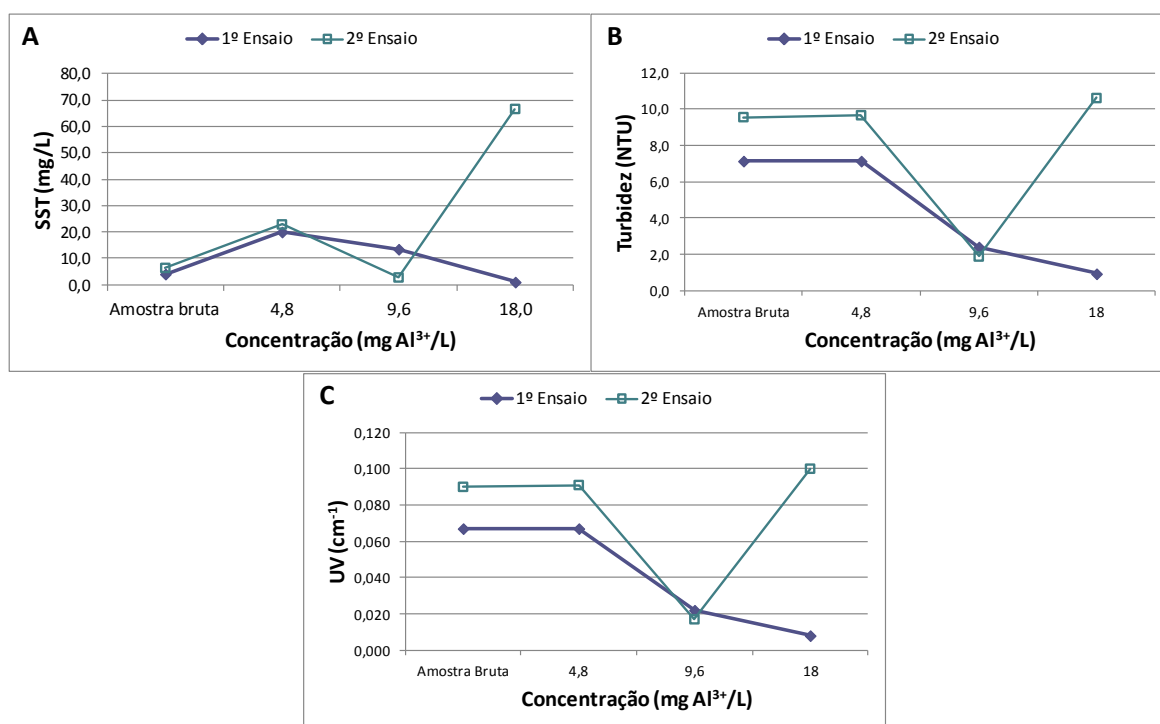


Figura 4.4 – Representação gráfica de três parâmetros nas amostras de água bruta e dos sobrenadantes do primeiro e segundo ensaios com o PAX XL10 nas doses de 4,8, 9,6 e 18 mg Al<sup>3+</sup>/L. A – SST (mg/L); B – Turbidez (NTU); C – Absorção UV (cm<sup>-1</sup>).

Analisando os gráficos da figura anterior, observa-se que o efeito do PAX é inconstante pois, no primeiro ensaio, a dose ótima foi 18 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L, enquanto no segundo foi a de 9,6 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L. Além da dose ótima ser diferente no segundo ensaio, o estado das amostras piora bastante, ultrapassando os valores iniciais, o da amostra bruta.

No entanto, estes resultados ainda não são suficientes para chegar a uma conclusão. Para tal, admitiu-se que a dose ótima era 9,6 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L, mesmo para o PAX, e testou-se estes coagulantes ao pH de 6, 7 e 8. A partir deste ensaio confirmou-se a irregularidade do PAX para a água em questão, principalmente pelos resultados a pH igual a 7. Na Figura 4.5 são apresentados os resultados dos ensaios *jar-test* que comparam a eficiência da coagulação-floculação com *alum* e PAX para pH 6, 7 e 8.

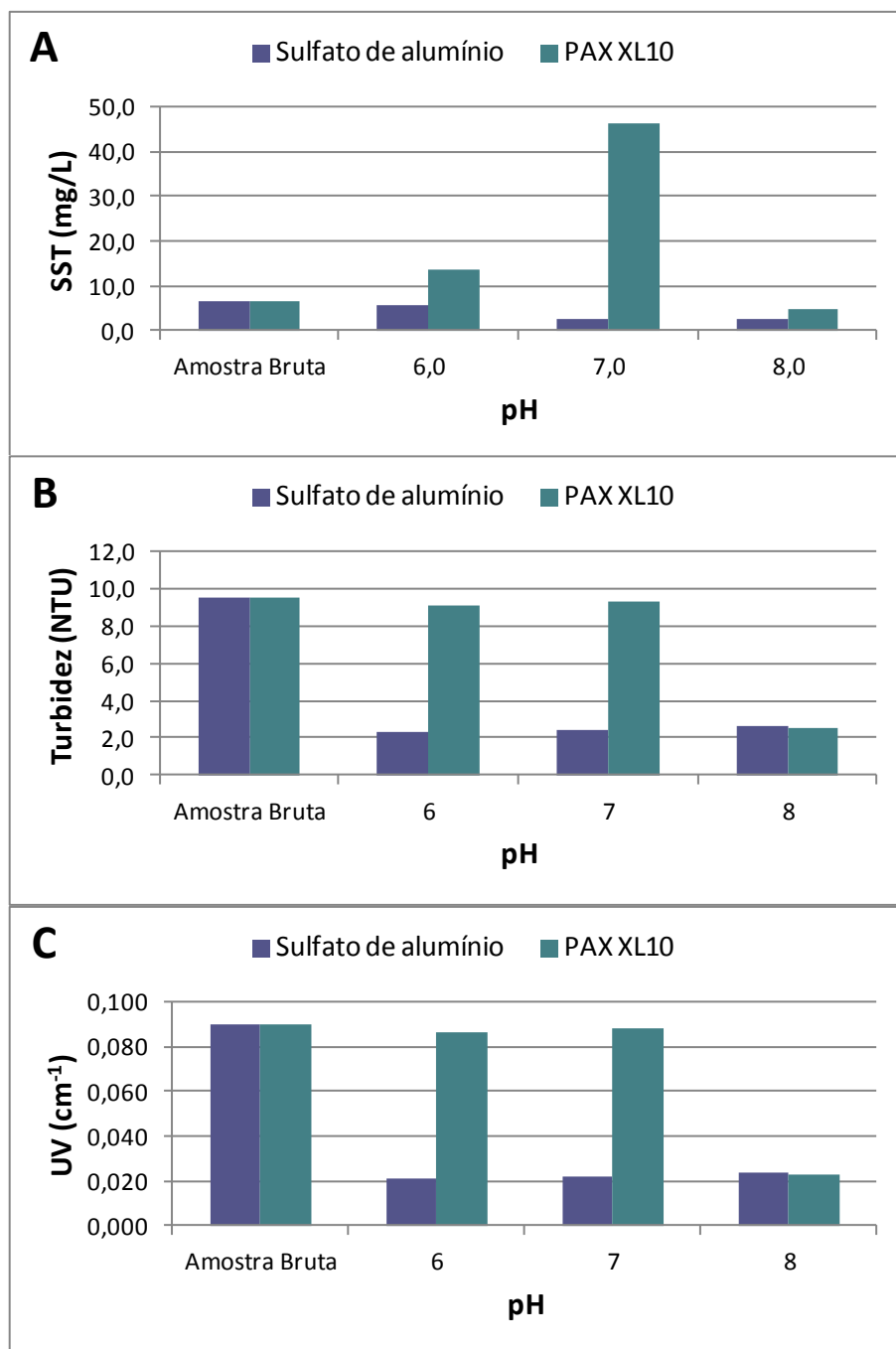


Figura 4.5 – Representação gráfica de três parâmetros nas amostras de água bruta e nos sobrenadantes dos ensaios com sulfato de alumínio e PAX XL10 no pH 6, 7 e 8. A – SST (mg/L); B – Turbidez (NTU); C – Absorção UV (cm<sup>-1</sup>).

Como se pode verificar na Figura 4.5, o PAX a pH igual a 7 demonstra não ser eficaz na coagulação da amostra bruta, contrariamente ao ensaio isolado, que estava a pH 7, em que demonstrou um bom desempenho. Ou seja, apenas piorou o estado da água pois a concentração de sólidos, a turbidez e a absorção UV foram superiores aos da amostra de água bruta a pH neutro. Assim, a partir destes resultados rejeitou-se o PAX como coagulante para as águas do rio Vouga pois,

mesmo com o pH controlado, a reação foi inconstante. Na Tabela 4.5 observam-se os volumes de lamas geradas pelos ensaios e, no caso do PAX o volume de lamas geradas em conjunto com os resultados da Figura 4.5 só reforça a conclusão que este coagulante só produz bons flocos a pH igual a 8.

**Tabela 4.5 – Volumes de lamas geradas pelos ensaios com os coagulantes sulfato de alumínio e PAX XL10 no pH 6, 7 e 8.**

pH	Sulfato de alumínio	PAX XL10
	V <sub>lamas</sub> (mL)	V <sub>lamas</sub> (mL)
6	50	0,3
7	60	0,3
8	60	90

Como tal, escolhe-se o sulfato de alumínio que demonstrou ser eficaz na coagulação e atuar de forma constante tendo em conta o ajuste do pH. Pelos gráficos da Figura 4.5 verifica-se que o intervalo ótimo de pH para o sulfato de alumínio encontra-se entre 7 e 8, pois a remoção de turbidez, sólidos e absorventes de radiação UV é semelhante dentro dessa gama. Esta gama é comprovada pelo volume de lamas gerado que se encontra na Tabela 4.5, que é exatamente o mesmo a pH 7 e 8.

#### 4.2.3 – Influência do floculante

Antes de testar o efeito da adição de floculante aos ensaios, realizou-se um novo *jar-test* com o sulfato de alumínio isolado, pois o estado da água no início de maio era diferente de meados de março. Assim, na Figura 4.6 encontram-se os gráficos que comparam os valores de turbidez, absorção UV e SST dos ensaios realizados em meados de março e os de início de maio.

No gráfico dos SST verifica-se que, em março, na dose mais baixa (4,8 mg Al<sup>3+</sup>/L), os SST do sobrenadante eram mais elevados que os da água bruta, indicando que existia algum material em suspensão, que incluía os sólidos da água mais os hidróxidos de alumínio. Como se pode observar, a dose ótima do sulfato de alumínio sem floculante é a de 9,6 mg Al<sup>3+</sup>/L, reforçando o observado do ensaio com variações de pH. Tanto em março como em maio, a remoção de sólidos foi maior na dose referida, em março removeu-se 96,28 % dos SST e em maio 67,56 %. De notar que os SST de maio é mais do dobro que de março.

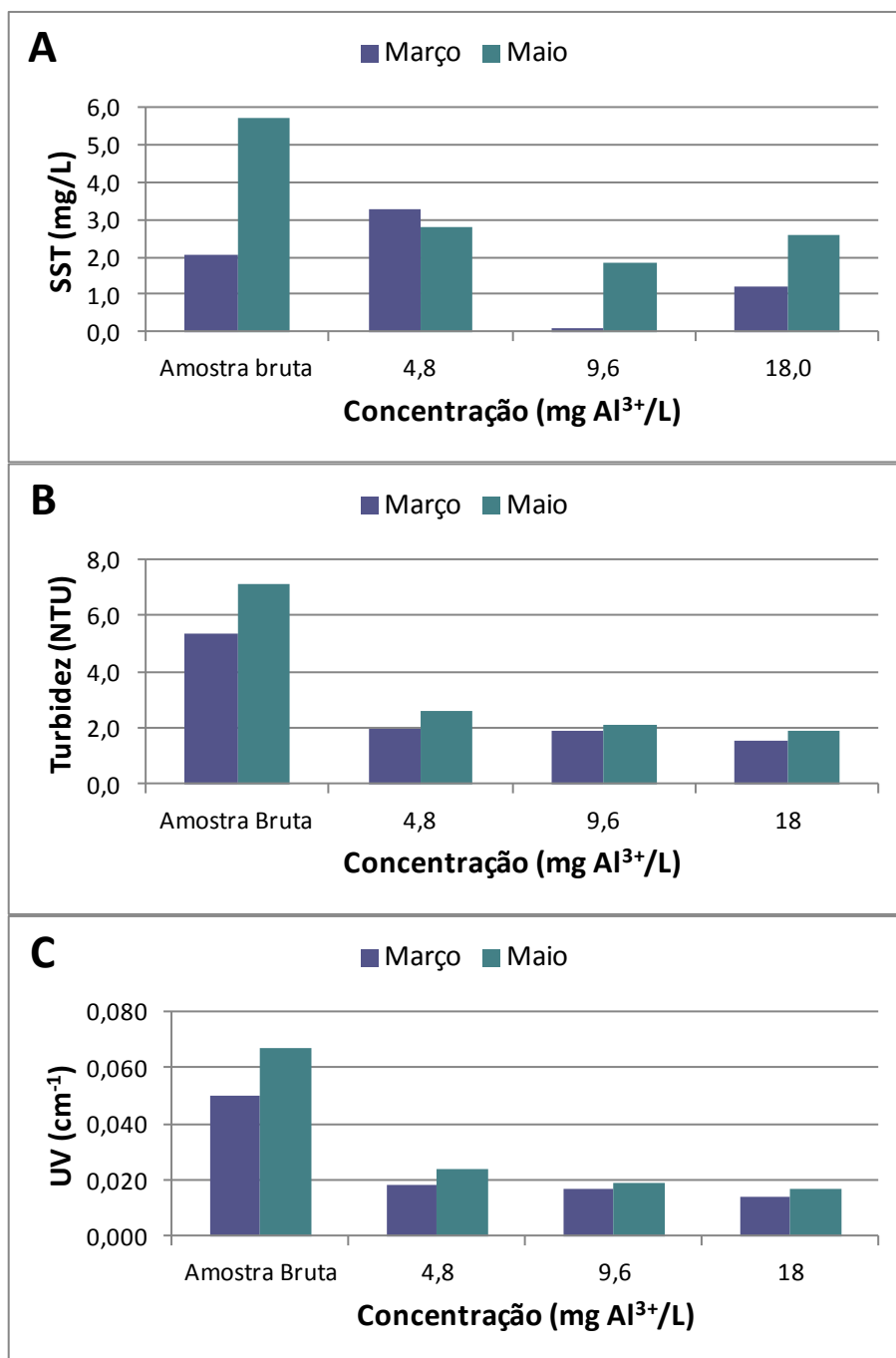


Figura 4.6 – Representação gráfica de três parâmetros nos ensaios isolados em março e maio nas amostras de água bruta e nos sobrenadantes com o sulfato de alumínio nas doses de 4,8, 9,6 e 18 mg Al<sup>3+</sup>/L.

Em relação à turbidez, a remoção maior tanto em março como em maio foi na dose mais elevada, 18 mg Al<sup>3+</sup>/L. Contudo a diferença com a dose anterior é pouco significativa pois a turbidez ultrapassa sempre 1 NTU, valor paramétrico da Parte III do Anexo I do Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de agosto, em qualquer das doses. Esta fase indica a necessidade de mais testes, pois só com coagulante e sedimentação, a turbidez ainda não é inferior a 1 NTU, que é o limite para

águas superficiais no final do tratamento segundo o DL n.º 306/2007. De salientar que a percentagem de remoção no mês de maio, que tem turbidez mais elevada, é superior à percentagem de remoção do mês do março. Por exemplo, no caso da dose mais baixa, a remoção em março foi de 63 % e em maio foi de 65 %.

O comportamento de remoção dos absorventes de radiação UV é semelhante à turbidez. Indicando que, mesmo com valores mais elevados destes dois parâmetros, a percentagem de remoção também aumenta.

Na Tabela 4.6 encontram-se os volumes de lamas do ensaio isolado com sulfato de alumínio no início de maio, infelizmente não foram medidos os volumes no do 1º ensaio de março. Na mesma tabela é possível verificar que os volumes gerados entre a segunda dose e a última, literalmente duplicaram e, por exemplo, no caso da absorção UV a diferença é mínima.

**Tabela 4.6 – Volumes (mL) de lamas gerados pelo ensaio isolado com sulfato de alumínio no início de maio nas doses 4,8, 9,6 e 18 mg Al<sup>3+</sup>/L e o parâmetro de absorção UV (cm<sup>-1</sup>) para as mesmas doses.**

Doses (mg Al <sup>3+</sup> /L)	Absorção UV (cm <sup>-1</sup> )	V <sub>lamas</sub> (mL)
4,8	0,024	20
9,6	0,019	50
18	0,017	100

Assim se reconfirmou os efeitos do sulfato de alumínio e a determinou-se a dose ótima, 9,6 mg Al<sup>3+</sup>/L, pois a diferença entre esta dose e a seguinte é pouco significativa, o aspeto a olho nu do sobrenadante é melhor, e adiciona-se uma menor quantidade do químico.

Para o ensaio com o floculante testou-se na dose inferior à ótima, a de 4,8 mg Al<sup>3+</sup>/L. O floculante utilizado no *jar-test* foi o Magnafloc LT25 da Rivaz Química, S. A e é uma poli-acrilamida. Este floculante não pode ser utilizado a uma concentração superior a 1 mg/L segundo NSF [45] por isso, as concentrações de floculante testadas foi 0, 0,2 e 0,5 mg/L. Nos gráficos da Figura 4.6 visualizam-se os efeitos na turbidez, SST e absorção UV deste químico.

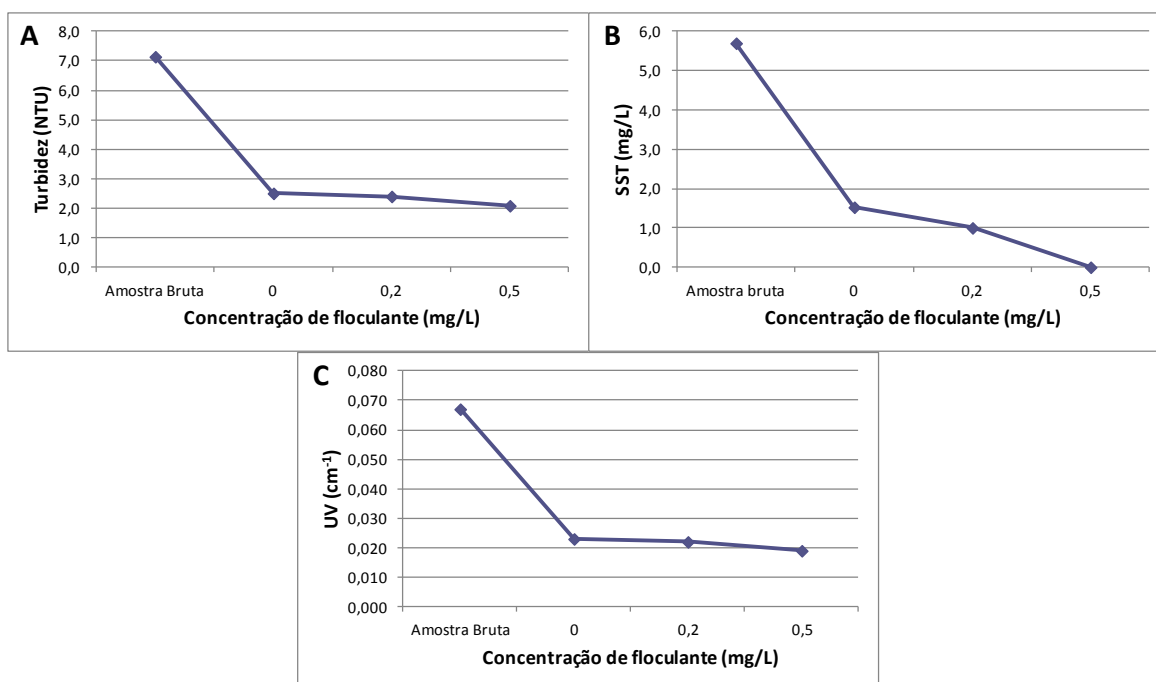


Figura 4.7 – Efeito de três concentrações de floculante, 0, 0,2 e 0,5 mg/L, nos parâmetros: A – Turbidez (NTU); B – SST (mg/L); C – Absorção UV (cm<sup>-1</sup>).

A partir da Figura 4.7 verifica-se que o efeito maior do floculante é na remoção de sólidos suspensos que foi quase 100 % na dose de 0,5 mg/L e sem floculante foi de 73,22 %. Utilizando a concentração de coagulante referida, a remoção de turbidez e absorventes de radiação UV sem floculante foi de 64,85 % e 65,67 % respetivamente. A ação com o coagulante e floculante em conjunto nestes parâmetros foi uma remoção de 70,87 % da turbidez e 71,64 % de absorventes de radiação UV.

Tabela 4.7 – Volumes (mL) de lamas geradas no ensaio com o coagulante sulfato de alumínio a 4,8 mg Al<sup>3+</sup>/L e floculante nas concentrações de 0, 0,2 e 0,5 mg/L.

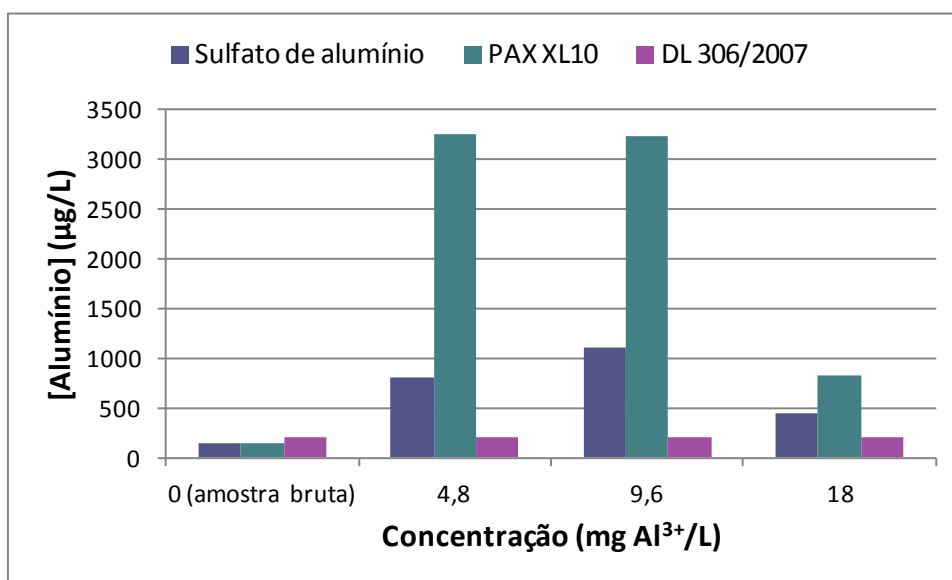
Concentração de floculante (mg/L)	V <sub>lamas</sub> (mL)
0	30
0,2	20
0,5	25

Na Tabela 4.7 estão listados os volumes de lamas (flocos) gerados pelo ensaio referido. Note-se que na concentração mais elevada de floculante o volume de lamas é menor que na de zero do químico. Como a remoção de sólidos é muito grande na concentração de 0,5 mg/L de floculante, os flocos provavelmente ficaram bastante compactados, diminuindo o volume.



#### 4.2.4 – Nível de alumínio nos ensaios laboratoriais

Embora a água bruta já contenha alumínio, como se poderá verificar nos gráficos das figuras a seguir, estas não ultrapassam a concentração de alumínio de 200 µg/L, valor paramétrico definido pelo Decreto-Lei n.º 306/2007. Contudo, a base do tratamento consiste na adição de alumínio para a coagulação. Supostamente, esse alumínio é removido juntamente com as lamas. As concentrações finais em alumínio do sobrenadante dos ensaios realizados, cujos resultados foram discutidos acima, encontram-se nas Figuras 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11.



**Figura 4.8 - Representação gráfica da concentração em alumínio (µg/L) da amostra de água bruta e os sobrenadantes dos ensaios com os coagulantes sulfato de alumínio e PAX XL10 em meados de março e início de maio nas doses 4,8, 9,6 e 18 mg Al³⁺/L. A coluna a lilás representa o valor paramétrico para o alumínio presente na Parte III do Anexo I do Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto.**

Infelizmente não foi possível armazenar amostras da água bruta e dos sobrenadantes dos ensaios em que se comparou o sulfato e o cloreto de alumínio. Assim, não existem valores de alumínio desse ensaio mas é possível que fossem muito elevados. Assim, começando pela comparação entre o sulfato de alumínio e o PAX, que se encontra na Figura 4.8, salienta-se a elevada concentração de alumínio nos sobrenadantes do PAX nas doses de 4,8 e 9,6 mg Al³⁺/L. Apesar de não tão elevado, os sobrenadantes do sulfato também ultrapassam em grande escala o limite estipulado por lei (200 µg/L). A concentração mais baixa de alumínio nos sobrenadantes observa-se na dose maior, tanto do sulfato como do PAX.

A Figura 4.9 segue o mesmo esquema acima, em que o primeiro ensaio corresponde ao *jar-test* feito no mesmo dia que o de sulfato de alumínio, e o segundo ensaio foi um *jar-test* isolado apenas para avaliar o efeito do PAX.

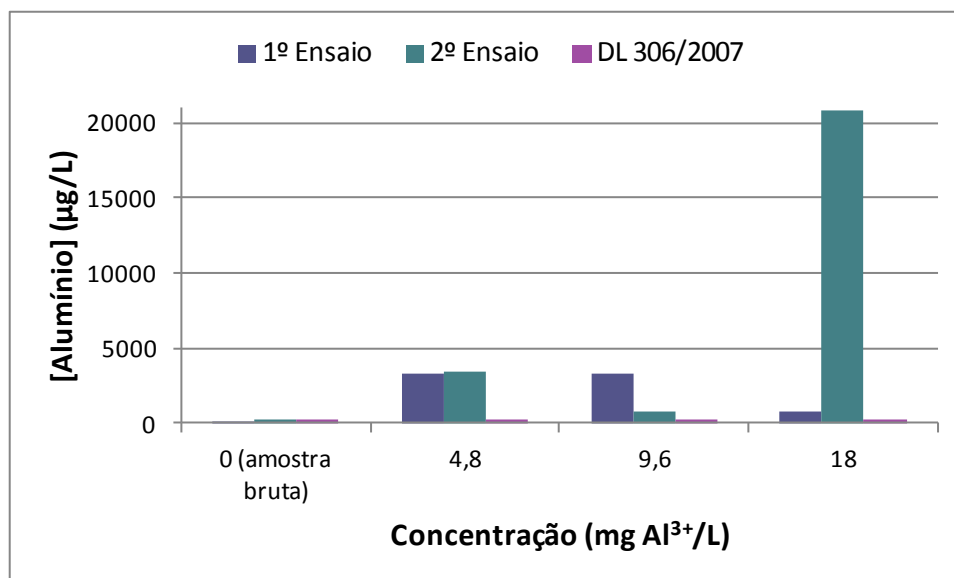


Figura 4.9 - Representação gráfica da concentração em alumínio ( $\mu\text{g/L}$ ) da amostra de água bruta e os sobrenadantes dos ensaios com o coagulante PAX XL10 nas doses 4,8, 9,6 e 18  $\text{mg Al}^{3+}/\text{L}$ . A coluna a lilás representa o valor paramétrico para o alumínio presente na Parte III do Anexo I do Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto.

Como se verifica pelo gráfico da Figura 4.9, o PAX XL10 é inconstante, a concentração em alumínio na dose maior do segundo ensaio, dispara, o que não aconteceu no primeiro. Foi na dose de 9,6  $\text{mg Al}^{3+}/\text{L}$  do segundo ensaio que observam os valores mais baixos. Contudo, em nenhuma das doses e ensaios os valores de alumínio encontram-se sempre acima do limite. Novamente se verifica que o PAX XL10 não dá bons resultados.

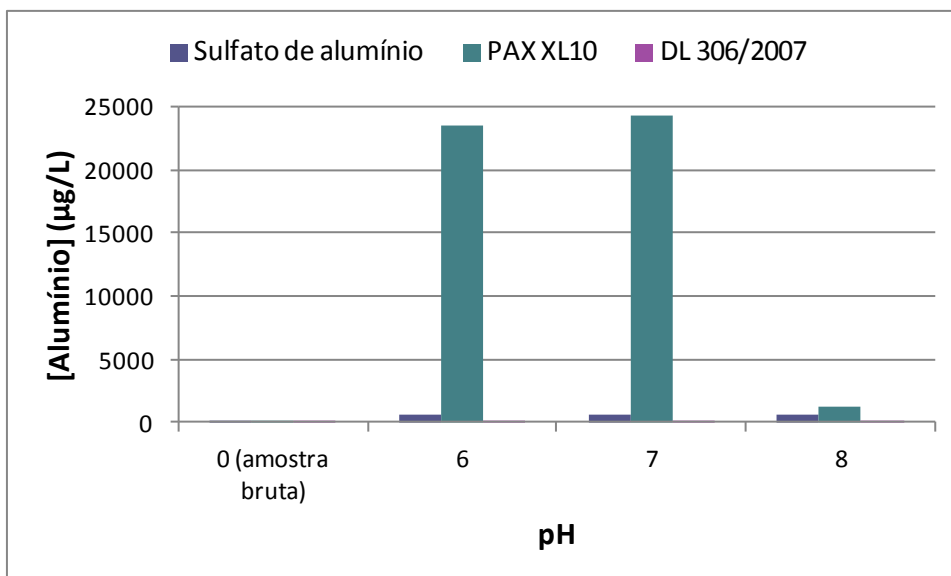


Figura 4.10 - Representação gráfica da concentração em alumínio ( $\mu\text{g/L}$ ) da amostra de água bruta e os sobrenadantes dos ensaios com os coagulantes sulfato de alumínio e PAX XL10 no pH 6, 7 e 8. A coluna a lilás representa o valor paramétrico para o alumínio presente na Parte III do Anexo I do Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto.

Através do gráfico comparativo da Figura 4.10, em que se avaliou o efeito do pH com os coagulantes sulfato de alumínio e PAX na dose de  $9,6 \text{ mg Al}^{3+}/\text{L}$ , em que o último foi ainda mais irregular. Quando na Figura 4.9, na mesma dose e no mesmo pH, foi o que teve menos alumínio, neste último foi o que teve uma concentração mais alta, perto de  $25000 \text{ } \mu\text{g/L}$  de alumínio. Estes resultados reforçam a inadequação do PAX XL10 às águas em análise.

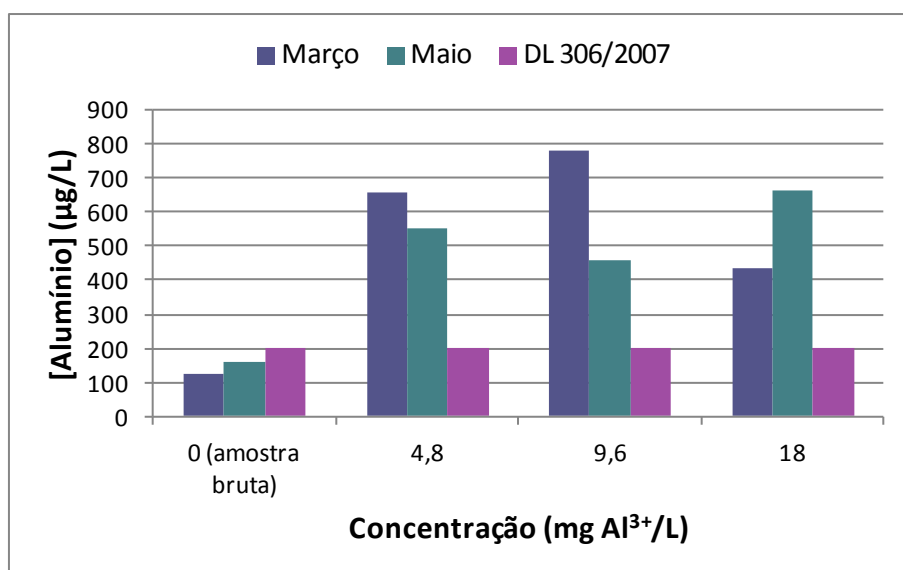


Figura 4.11 - Representação gráfica da concentração em alumínio ( $\mu\text{g/L}$ ) da amostra de água bruta e os sobrenadantes dos ensaios com o coagulante sulfato de alumínio em meados de março e início de maio nas doses

4,8, 9,6 e 18 mg Al<sup>3+</sup>/L. A coluna a lilás representa o valor paramétrico para o alumínio presente na Parte III do Anexo I do Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto.

A Figura 4.11 demonstra a variação da concentração de alumínio em comparação nos ensaios em meados de março e início de maio. Apesar dos valores iniciais serem diferentes, a concentração de alumínio continua a ser demasiado em todas as doses com o mesmo coagulante. Contudo, os valores mais elevados com o *alum* não são tão altos como com o PAX.

Assim, os sobrenadantes de todos os ensaios de laboratório tinham uma concentração demasiado alta de alumínio, muito acima do limite estipulado por lei.

#### 4.2.5 – Ensaio de filtração à escala piloto no Carvoeiro

A Tabela 4.8 resume os volumes gastos de coagulante, floculante e base e volumes totais filtrados por cada dia de ensaios.

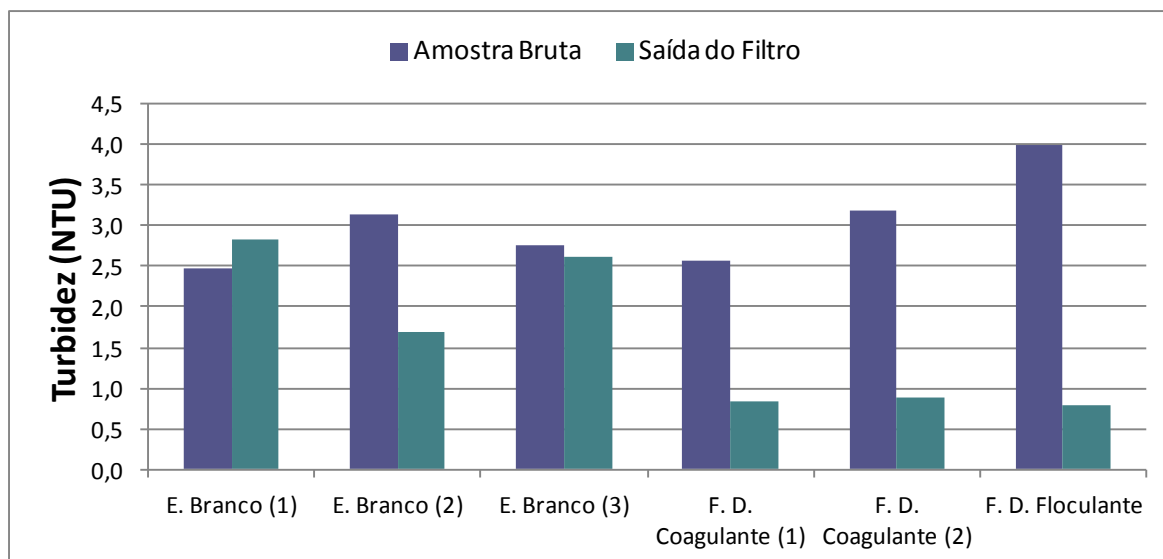
**Tabela 4.8 – Resumo dos volumes totais (mL) de coagulante, base e floculante gastos por cada dia de filtração e volume total filtrado (L).**

Data	Volume de coagulante gasto (mL)	Volume de base gasta (mL)	Volume de floculante usado (mL)	Volume total filtrado (L)
12-06-2012	0	0	0	7190
13-06-2012	0	0	0	5900
14-06-2012	0	0	0	7960
18-06-2012	346	1031,5	0	7340
19-06-2012	286	852,7	0	5900
20-06-2012	332	1079,6	392,5	7220
03-07-2012	106	316,3	115	1990
04-07-2012	76	226,9	82,5	1250

Após os ensaios laboratoriais, realizaram-se ensaios à escala piloto de filtração junto à captação do Carvoeiro. A primeira fase consistiu em ensaios, em que apenas se testou o efeito do meio filtrante, não houve adição de químicos, apenas o controle do caudal. Na segunda etapa já teve a fase de coagulação, ainda sem adição de floculante, foi um ensaio de filtração direta. A seguir testou-se também o efeito do floculante, também é um ensaio de filtração direta. Por último e em

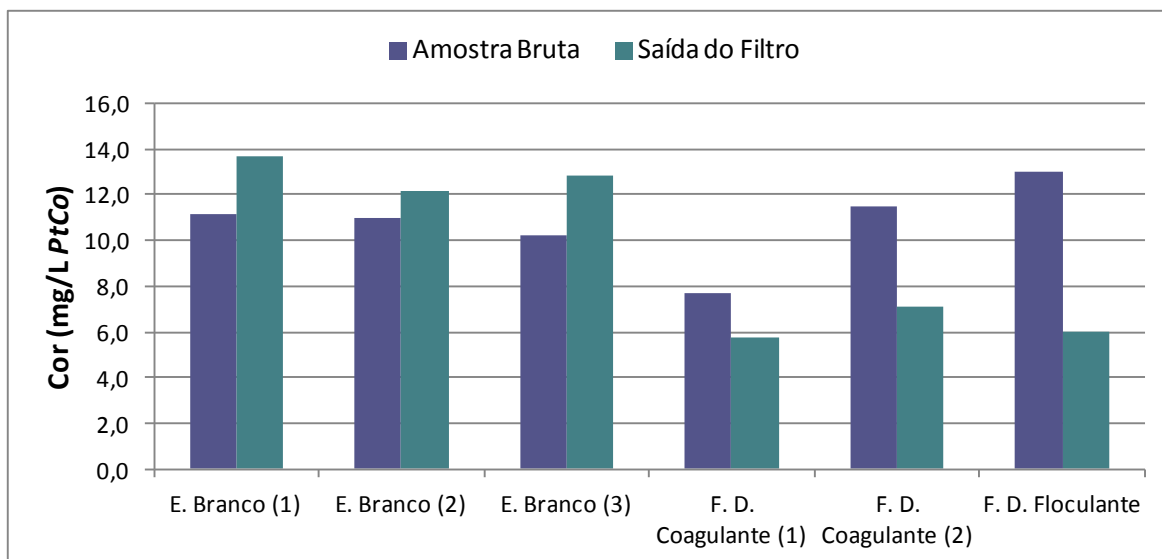
menor escala, verificou-se o efeito de uma filtração convencional, em que houve a fase de sedimentação.

Na Figura 4.12 observa-se variação de turbidez das amostras de água bruta com as amostras à saída do filtro em cada ensaio.



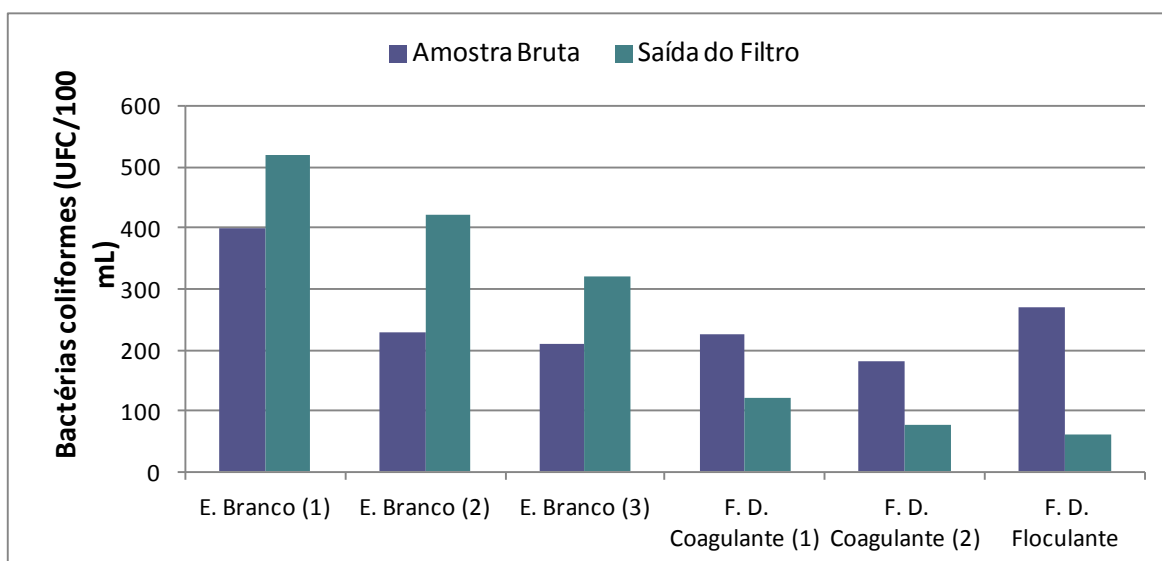
**Figura 4.12 - Representação gráfica do efeito na turbidez (NTU) da amostra de água bruta dos três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: os três dias de ensaios sem coagulante (E. Branco); os dois dias de filtração direta só com o coagulante (F. D. Coagulante); o dia de filtração direta com o coagulante e o floculante (F. D. Floculante).**

Como se pode observar na Figura 4.12, a turbidez dos ensaios de filtração sem coagulante teve pouca variação, com a exceção do primeiro dia. Esse dia demonstra que o filtro ainda não devia estar lavado pois a turbidez é superior à inicial, sendo que a lavagem foi realizada durante as filtrações ao longo do dia. As filtrações dos dois dias seguintes demonstram que é necessário um pré-tratamento pois os valores ainda estão acima do valor paramétrico do DL n.º 306/2007 para águas superficiais que é 1 NTU. A diminuição da eficiência de remoção do segundo dia para o terceiro poderá ser devido a material que ficou retido no filtro de um dia para o outro. No terceiro dia de filtração, sem lavagem do meio, observou-se que a pressão subiu indicando colmatação do filtro. Acontece o mesmo no segundo dia de filtração direta apenas com coagulante, apesar que em menor escala. Nos ensaios de filtração direta só com coagulante e nos ensaios com coagulante e floculante, atingiu-se a remoção desejada pois a turbidez foi inferior a 1 NTU.



**Figura 4.13 - Representação gráfica do efeito na cor (mg/L PtCo) da amostra de água bruta dos três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: os três dias de ensaios sem coagulante (E. Branco); os dois dias de filtração direta só com o coagulante (F. D. Coagulante); o dia de filtração direta com o coagulante e o floculante (F. D. Floculante).**

Na Figura 4.13 encontram-se os gráficos respetivos ao efeito das filtrações sem coagulante e diretas na cor da água bruta. Durante o ensaio sem coagulante, o meio filtrante em conjunto com a água do rio piorou o estado da água em relação a este parâmetro. Contudo, nos ensaios seguintes de filtração direta já houve uma remoção de cor, em especial na filtração direta com coagulante e floculante. Todavia, a cor da amostra de água bruta e as amostras à saída do filtro não ultrapassam o limite para este parâmetro no DL 306/2007 que é 20 mg/L PtCo.

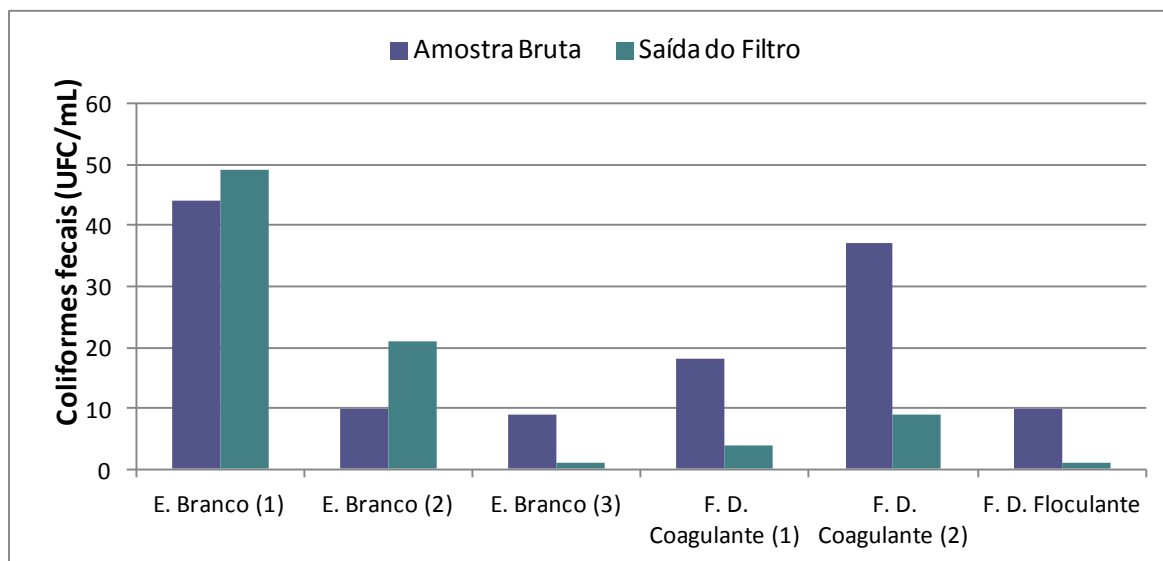


**Figura 4.14 - Representação gráfica do efeito na quantidade de bactérias coliformes (UFC/100 mL) da amostra de água bruta dos três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: os três dias de ensaios em branco (E. Branco); os dois**

dias de filtração direta só com o coagulante (F. D. Coagulante); o dia de filtração direta com o coagulante e o floculante (F. D. Floculante).

No final de cada dia de filtrações retiraram-se amostras para medição da quantidade de bactérias coliformes (UFC/100 mL) em que os gráficos dos resultados encontram-se na Figura 4.14. Nos ensaios em branco verifica-se uma situação semelhante à cor em que a quantidade de bactérias coliformes é superior aos da água bruta. Como tal, assume-se que provavelmente a limpeza do filtro não estaria bem completa. No entanto, verificou remoção das bactérias nos ensaios de filtração direta, sendo que houve uma maior remoção no ensaio com coagulante e floculante.

No caso do número de coliformes fecais (Figura 4.15), a variação nos dois primeiros dias de ensaios em branco foi semelhante ao caso das bactérias coliformes mas, no último dia desses ensaios houve remoção dos mesmos. Os ensaios de filtração direta revelaram conseguir remover os coliformes fecais e, segundo a Figura 4.15, a remoção foi superior no segundo dia de filtração direta apenas com coagulante.



**Figura 4.15 - Representação gráfica do efeito na quantidade de bactérias fecais (UFC/100 mL) da amostra de água bruta dos três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: os três dias de ensaios em branco (E. Branco); os dois dias de filtração direta só com o coagulante (F. D. Coagulante); o dia de filtração direta com o coagulante e o floculante (F. D. Floculante).**

Em relação aos sólidos, as amostras para medição destes foram retiradas no final de cada dia, como para os coliformes. Os SST e SSV para cada dia de filtrações nos quatro tipos de ensaios referidos encontram-se na Tabela 4.9.

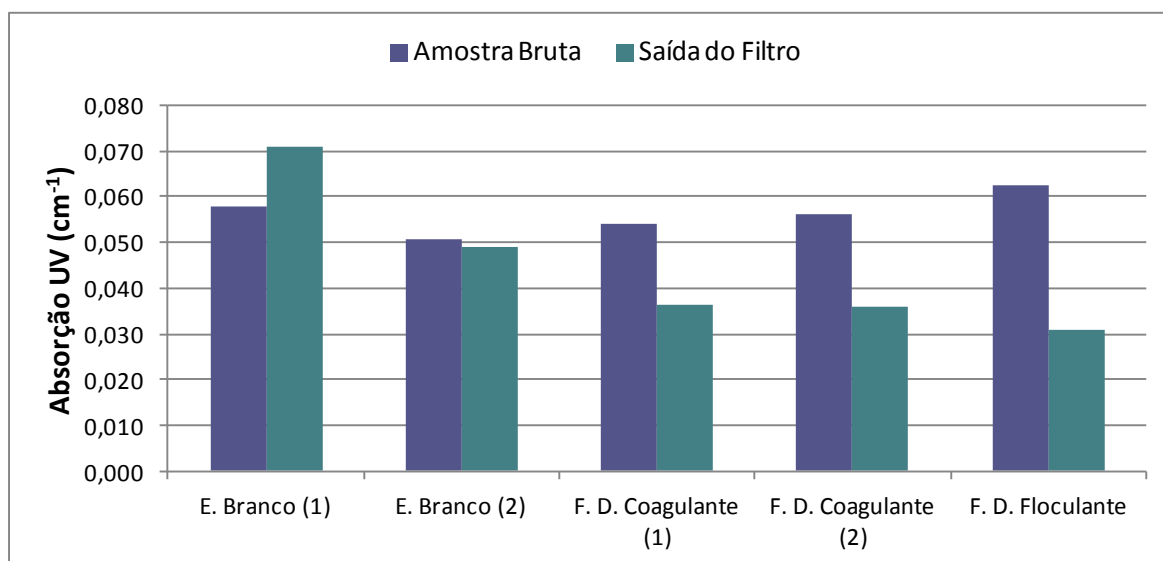
**Tabela 4.9 – Listagem dos SST (mg/L) e SSV (mg/L) das amostras de água bruta e à saída do filtro dos três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: os três dias de ensaios em branco (E. Branco); os dois dias de filtração direta só com o coagulante (F. D. Coagulante); o dia de filtração direta com o coagulante e o floculante (F. D. Floculante).**

Ensaio	SST (mg/L)		SSV (mg/L)	
	Amostra Bruta	Saída do Filtro	Amostra Bruta	Saída do Filtro
E. Branco (1)	2,6	5,0	0,8	0,6
E. Branco (2)	2,8	1,7	1,0	0,5
E. Branco (3)	2,5	1,5	0,9	0,4
F. D. Coagulante (1)	2,6	2,0	0,6	0,6
F. D. Coagulante (2)	4,7	1,1	1,1	0,2
F. D. Floculante	4,9	1,0	1,0	0,2

Tal como na turbidez, os SST no primeiro dia de filtrações do ensaio em branco foi superior ao da amostra bruta, indicando que o filtro não se encontrava bem limpo. Nos dois dias seguintes já houve remoção de sólidos, cerca de 40 %. Os SSV confirmam a limpeza precária do filtro no primeiro dia de ensaios pois os SSV à saída do filtro não eram superiores aos da água bruta. As maiores remoções de sólidos ocorreram no segundo dia de filtrações do ensaio apenas com coagulante e no ensaio com floculante também. Aqui as remoções atingiram os 78 % dos SST e 80 % dos SSV.

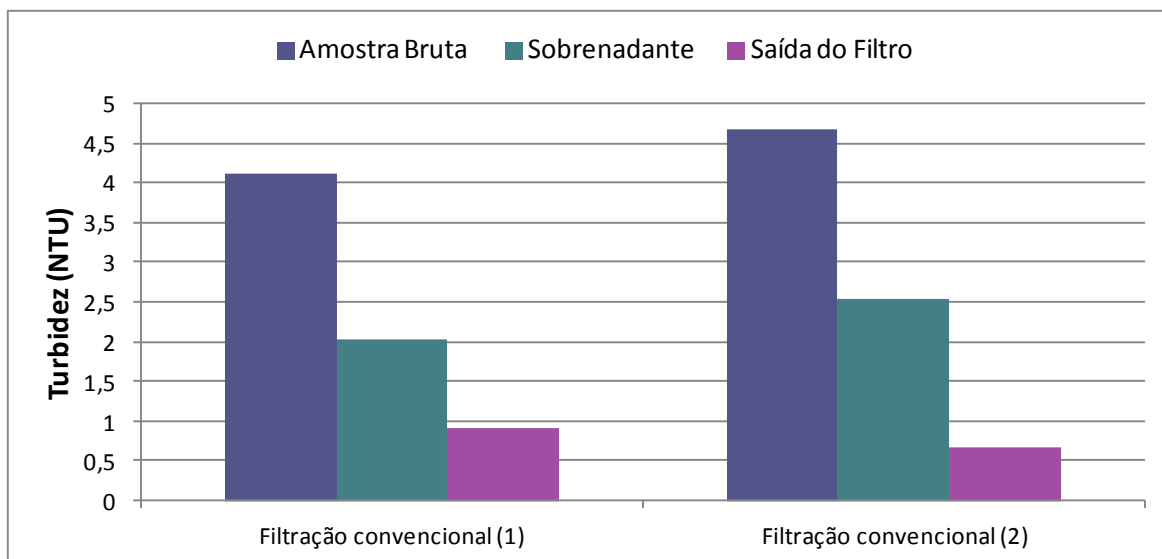
A Figura 4.16 não tem os dados relativos ao terceiro dia do ensaio em branco devido a problemas técnicos com o espectrofotómetro. No entanto, tal como com os parâmetros anteriores, no ensaio sem coagulante verifica-se o efeito de um meio filtrante mal lavado. Nos ensaios de filtração direta, tanto o só com o coagulante como o que tem floculante e coagulante, houve remoção dos absorventes de radiação UV, principalmente no último ensaio da Figura 4.16.





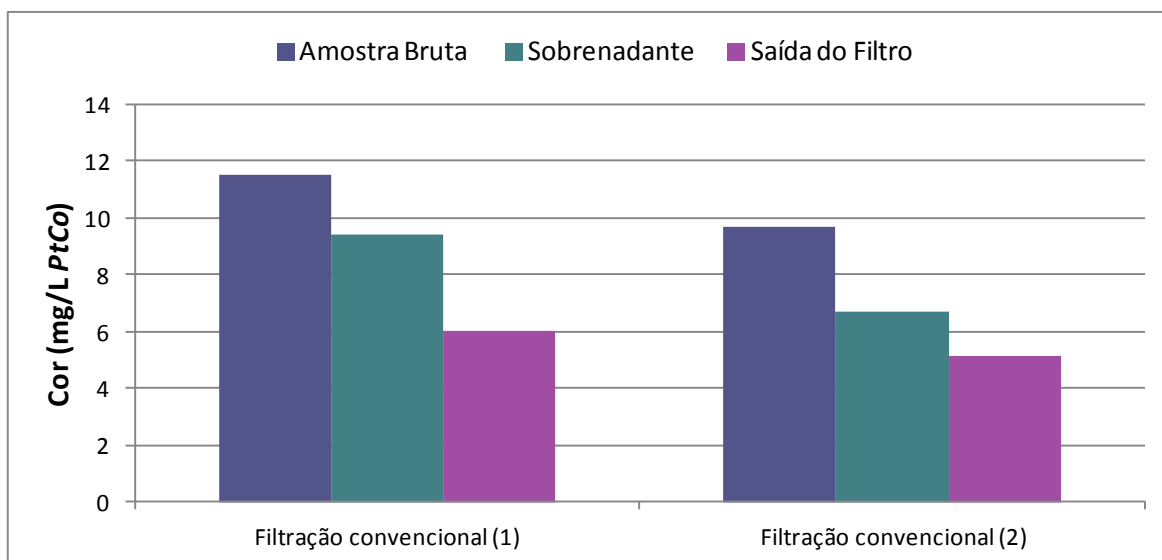
**Figura 4.16 - Representação gráfica do efeito na absorção UV (cm<sup>-1</sup>) da amostra de água bruta dos três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: dois dias de ensaios em branco (E. Branco); os dois dias de filtração direta só com o coagulante (F. D. Coagulante); o dia de filtração direta com o coagulante e o floculante (F. D. Floculante).**

A representação gráfica da Figura 4.17 é relativa ao ensaio de filtração convencional após sedimentação e demonstra a variação da turbidez da amostra de água bruta, o sobrenadante retirado após a sedimentação, e à saída do filtro. Como se pode verificar pelo gráfico, a coagulação e floculação remove cerca de 46% da turbidez e a filtração remove o resto até atingir uma remoção total de cerca de 86 %. Com a filtração convencional, demonstra-se que a qualidade de água, em termos de turbidez, desejada só se atinge com um pré-tratamento de coagulação e floculação, com sedimentação, seguido de filtração.



**Figura 4.17 - Representação gráfica do efeito na turbidez (NTU) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional.**

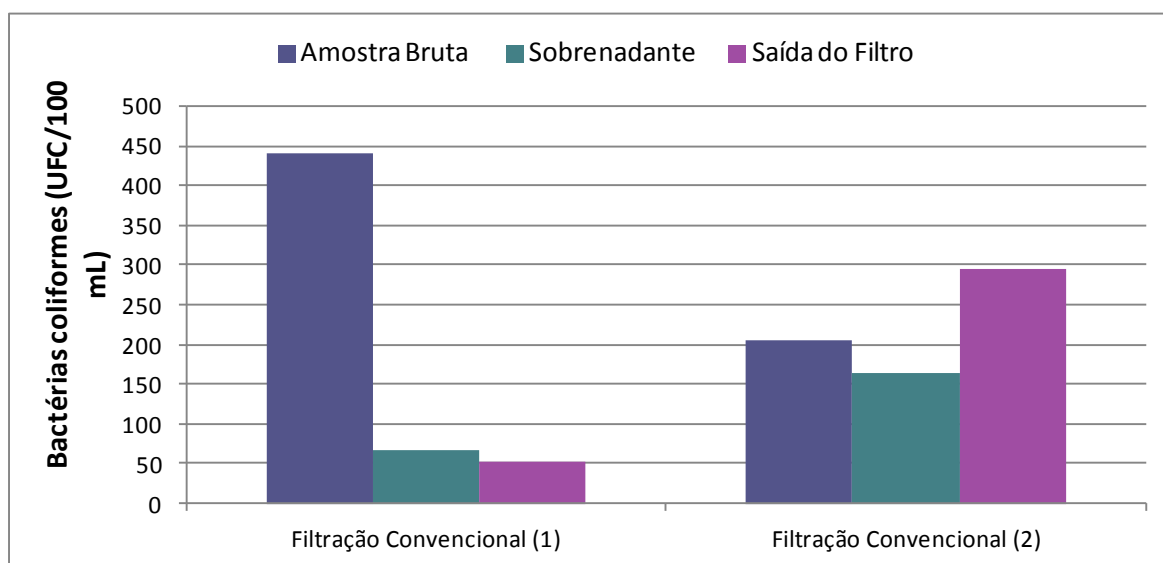
A variação da cor no ensaio de filtração convencional encontra-se na Figura 4.18 e a remoção de cor varia da mesma forma que a turbidez. Contudo, o tratamento não é tão eficiente na remoção de cor como na turbidez mas os valores de cor mantêm-se dentro dos limites legislativos, tanto a água bruta como o sobrenadante e à saída do filtro.



**Figura 4.18 - Representação gráfica do efeito na cor (mg/L PtCo) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional.**

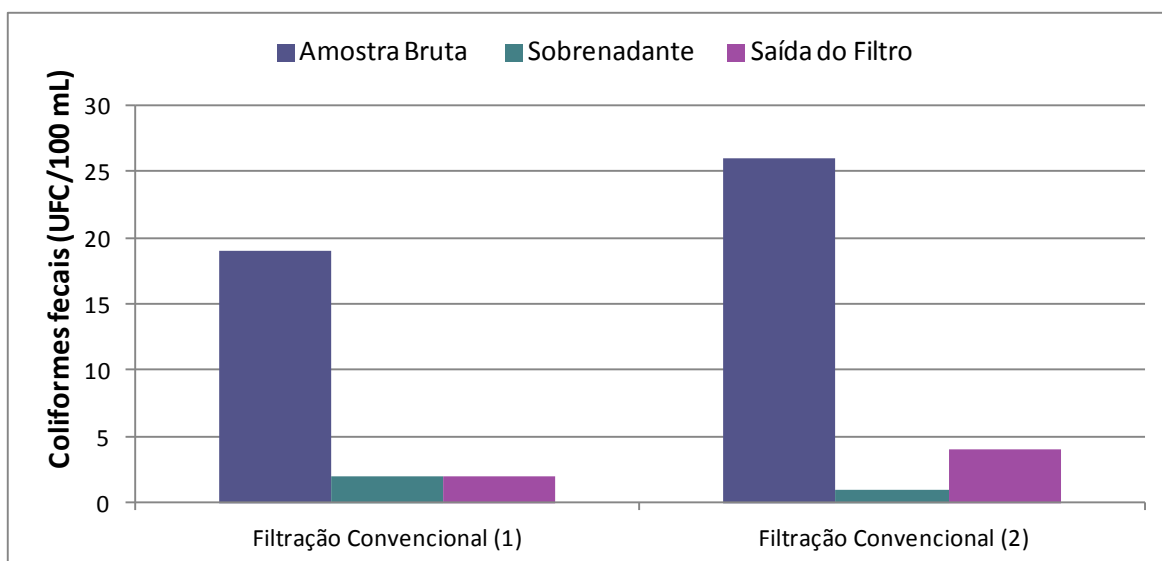
Na Figura 4.19 encontra-se representado a variação da quantidade das bactérias coliformes ao longo da última filtração em cada dia do ensaio convencional. No primeiro dia houve uma

remoção de coliformes, entre a entrada de água bruta e a saída do filtro a remoção de bactérias coliformes foi cerca de 88 %. Em contrapartida, no segundo dia de filtração convencional à saída do filtro já aconteceu um aumento em vez de uma descida. Como após a sedimentação houve alguma remoção das bactérias, o problema dever-se-á encontrar no interior do filtro. Possivelmente durante a filtração em vez dos coliformes ficarem retidos atravessaram o meio filtrante e levaram consigo outras bactérias previamente retidas. Esta observação indica a importância de um bom controlo do ciclo de filtração e lavagem do filtro.



**Figura 4.19 - Representação gráfica do efeito na quantidade de bactérias coliformes (UFC/100 mL) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional.**

Os efeitos da filtração convencional na quantidade de coliformes fecais estão representados na Figura 4.20. A variação dos valores é semelhante aos da Figura 4.18, sendo que a explicação provavelmente é a mesma. De notar que a quantidade de coliformes fecais no sobrenadante é igual à saída do filtro. Provavelmente a filtração não terá muito efeito na remoção de coliformes fecais.



**Figura 4.20 - Representação gráfica do efeito na quantidade de coliformes fecais (UFC/100 mL) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional.**

Em termos de sólidos, na Tabela 4.10 estão listados os sólidos do ensaio de filtração convencional. Devido a material de armazenamento insuficiente, no primeiro dia do ensaio não se mediu os sólidos à saída do filtro.

**Tabela 4.10 – Listagem dos SST (mg/L) e dos SSV (mg/L) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional.**

Ensaio	SST (mg/L)			SSV (mg/L)		
	Amostra Bruta	Sobrenadante	Saída do Filtro	Amostra Bruta	Sobrenadante	Saída do Filtro
Filtração convencional (1)	6,9	4,0	-----	2,4	2,3	-----
Filtração convencional (2)	6,6	5,0	0,5	2,0	2,5	0,5

Como se pode verificar pela tabela, no caso do segundo dia, houve uma remoção de SST de cerca de 24 % na fase de sedimentação e, perfazendo uma remoção total na saída do filtro de 92 %. No caso dos SSV, principalmente após a fase de sedimentação, verifica-se um ligeiro aumento no segundo dia, provavelmente devido à reação descrita na Equação 12. No entanto, no final da filtração houve efetivamente remoção dos SSV de cerca de 74 %.

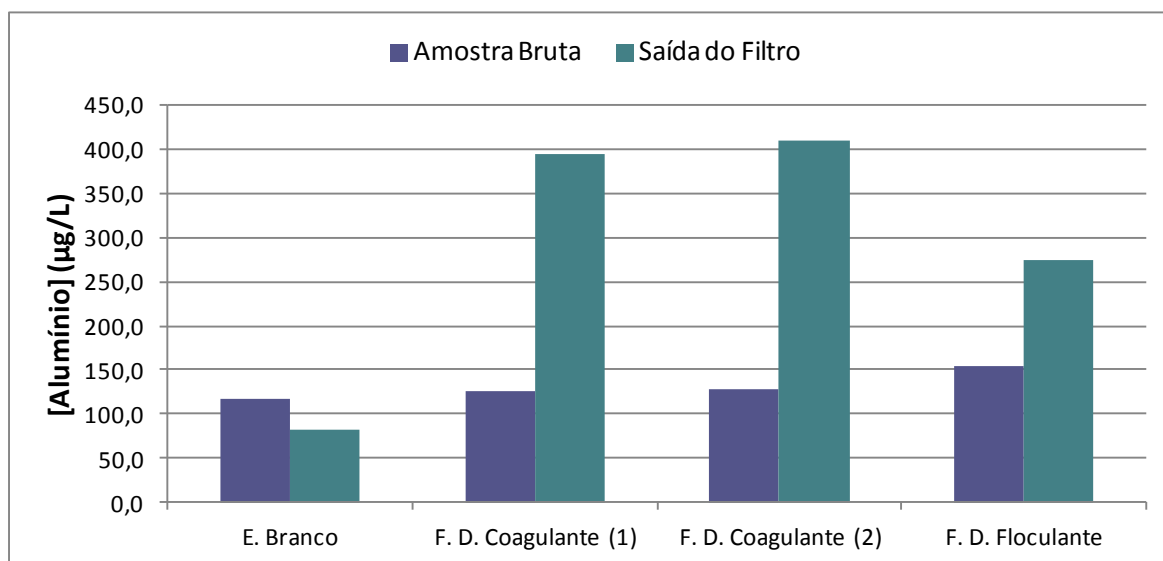
**Tabela 4.11 - Listagem da absorção UV ( $\text{cm}^{-1}$ ) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional.**

Ensaio	Absorção UV ( $\text{cm}^{-1}$ )		
	Amostra Bruta	Sobrenadante	Saída do Filtro
Filtração Convencional (1)	0,059	0,052	-----
Filtração Convencional (2)	0,063	0,06	0,038

Tal como nos sólidos, não existem dados de absorção UV à saída do filtro no primeiro dia do ensaio de filtração convencional por falta de material de armazenamento. Contudo, na Tabela 4.10 verifica-se que a remoção de absorventes de radiação UV apenas é pertinente no filtro, pois no pré-tratamento de coagulação e floculação a remoção foi mínima.

#### 4.2.6 – Níveis de alumínio nos ensaios de filtração à escala piloto no Carvoeiro

Da mesma forma que nos ensaios laboratoriais, também houve adição de alumínio nos ensaios piloto. Assim, é preciso verificar os níveis de alumínio que permanecem na água após os ensaios.



**Figura 4.21 - Representação gráfica da concentração de alumínio ( $\mu\text{g/L}$ ) antes e após os três tipos de ensaios de filtração à escala piloto: ensaio sem coagulante (E. Branco); filtração direta apenas com coagulante (E. D. Coagulante); filtração direta com coagulante e flocculante (E. D. Flocculante).**

Na Figura 4.21 observa-se o efeito do filtro na remoção do alumínio natural, verificando que o filtro tem influência na remoção do alumínio. Contudo, nos dois ensaios seguintes com o

coagulante ainda permanece muito alumínio na água à saída do filtro e que ultrapassa o valor paramétrico definido pelo DL n.º 306/2007.

**Tabela 4.12 - Listagem da concentração de alumínio (µg/L) nas amostras de água bruta, do sobrenadante e à saída do filtro do ensaio de filtração convencional.**

Ensaio	[Alumínio] (µg/L)		
	Amostra Bruta	Sobrenadante	Saída do Filtro
Filtração Convencional (1)	182,40	686,00	-----
Filtração Convencional (2)	187,80	441,50	250,00

Na filtração convencional os níveis de alumínio aumentaram sensivelmente no sobrenadante, após sedimentação, como se pode ver na Tabela 4.12. Tal como no caso dos sólidos e da absorção UV, não existem dados à saída do filtro no primeiro dia do ensaio por falta de material. Contudo, no segundo dia do ensaio confirma-se que é no filtro que ocorre a remoção da maioria do alumínio. Ainda assim, o nível de alumínio na água tratada é demasiado elevada para abastecimento público.

De referir que o ensaio com floculante e coagulante só durou um dia pois o filtro colmatou rapidamente. Tal facto pode indicar que se formou um bolo de sólidos do meio filtrante, aumentando assim a perda de carga dentro do filtro. Assim, o uso de floculante pode não ser vantajoso quando o tratamento inclui a operação de filtração.

Na Tabela 4.13 encontram-se as percentagens de remoção nos ensaios de filtração para os parâmetros de turbidez, cor, absorção UV, bactérias coliformes, coliformes fecais, SST e SSV.

**4.13 – Listagem das percentagens de remoção dos parâmetros turbidez, cor, absorção UV, bactérias coliformes, coliformes fecais, SST e SST em todos os ensaios de filtração.**

Ensaio	Turbidez (%)	Cor (%)	Absorção UV (%)	Bactérias coliformes (%)	Coliformes fecais (%)	SST (%)	SSV (%)
E. Branco (1)	0	0	0	0	0	0	25,0
E. Branco (2)	46,2	0	3,9	0	0	39,3	50,0
E. Branco (3)	5,1	0	0	0	88,9	40,0	55,6
F. D. Coagulante (1)	67,3	24,5	33,3	46,7	77,8	23,1	0
F. D. Coagulante (2)	72,1	38,4	35,7	57,2	75,7	76,6	81,8
F. D. Floculante	79,9	53,9	50,8	77,8	90,0	79,6	80,0
Filtração Convencional (1)	78,0	47,8	-----	88,0	90,0	-----	-----
Filtração Convencional (2)	85,6	46,4	39,7	0	84,6	92,4	75,0

## Capítulo 5. Considerações finais e conclusões

Atendendo à necessidade de um aumento de caudal captado no rio Vouga para abastecimento público, será introduzida uma sequência de tratamentos que visam a remoção de sólidos suspensos na água e redução de cor e turbidez. As operações de tratamento a implementar prevêem-se ser uma sequência de coagulação – floculação, sedimentação/flotação e filtração. Assim, a realização de ensaios laboratoriais e piloto permitem otimizar o processo. A escolha do coagulante certo para as águas em questão, dose e pH ótimos foram definidos em laboratório em ensaios do tipo *jar-test*. A partir desses ensaios definiu-se que o sulfato de alumínio, conhecido como *alum*, é o ideal para as águas do rio Vouga na captação do Carvoeiro. A dose ótima de coagulação, numa gama de pH entre 7 e 8, é de 9,6 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L e a base ideal para acerto de pH é o hidróxido de cálcio, já utilizado pela empresa Águas do Vouga, S. A. Durante os ensaios laboratoriais excluiu-se o cloreto de alumínio e o PAX XL10 como potenciais coagulantes. A adição de um floculante, como uma poli-acrilamida, a uma dose muito baixa, 0,5 mg/L aumenta a eficiência da remoção de sólidos suspensos e diminui a turbidez, contudo, pode conduzir a uma colmatção mais rápida do filtro.

Após os ensaios laboratoriais, foram os ensaios de filtração à escala piloto junto à captação do Carvoeiro, utilizando a água vindo diretamente do rio. No local, realizaram-se ensaios de filtração em branco, filtração direta apenas com coagulante, filtração direta com coagulante e floculante e filtração convencional após sedimentação. Para estes ensaios utilizou-se uma concentração de alumínio mais baixa, 2 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L pois não era necessário os flocos serem densos para sedimentar. No final dos ensaios concluiu-se que a dose de 2 mg  $\text{Al}^{3+}$ /L e floculante a 0,5 mg/L são as concentrações ideais tanto para filtração direta como convencional, mantendo uma velocidade de filtração a cerca de 12,6 m/h. No caso da filtração direta com floculante, pode acontecer que o ciclo de filtração acabe mais rapidamente pois, como os flocos ficam mais fortes, podem formar uma camada no topo do meio filtrante e colmatar o filtro. Na filtração convencional após sedimentação, a fase de sedimentação é demorada e englobará os custos de manutenção de um tanque de sedimentação, contudo no final da filtração há uma boa remoção de sólidos e diminuição da turbidez e cor e pode aumentar a duração do ciclo de filtração/lavagem.

No final de todos os ensaios verificou-se que permanece um excesso de alumínio na água tratada. Aconselha-se novos ensaios e métodos para diminuir o excesso de alumínio pois, além dos valores deste ultrapassarem o valor paramétrico do DL n.º 306/2007, a concentração de alumínio é



demasiado elevada para abastecimento público. Na altura dos ensaios, o rio nunca esteve no pior estado devendo-se, quando possível, realizar ensaios com o rio nas situações mais desfavoráveis.

## Capítulo 6. Referências

1. ADVOUGA - Consumos [em linha]. Águas do Vouga, S. A. [Consult. 9 de Novembro 2012]. Disponível em  
WWW:<URL:<http://www.aguasdovouga.com/index.php?tipo=clientes52&id=52&pai=clientes>>.
2. ADVOUGA - A Empresa [em linha]. Águas do Vouga, S. A. [Consult. 9 de Novembro 2012]. Disponível em WWW:<URL:<http://www.aguasdovouga.com/index.php?tipo=empresa>>.
3. ADVOUGA - Sistema Regional do Carvoeiro [em linha]. Águas do Vouga, S. A. [Consult. 9 de Novembro 2012]. Disponível em  
WWW:<URL:<http://www.aguasdovouga.com/index.php?tipo=clientes>>.
4. ALMEIDA, C., MENDONÇA, J. J. L., SILVA, M. A. M. e SERRA, A.- Síntese da Hidrogeologia das Bacias do Mondego, Vouga e Lis: IV Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos de Língua Oficial Portuguesa. Coimbra, Portugal, 1999, actual. [Consult. Disponível em
5. APHA - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19ª edição. United States of America: American Public Health Association, 1995.
6. AQUAPOR - Quem somos [em linha]. Aquapor. [Consult. 8 de Novembro 2012]. Disponível em WWW:<URL:<http://www.aquaporservicos.pt/index.php?page=page&id=4&lang=pt>>.
7. BAPTISTA, JAIME FERNANDO DE MELO - Reabilitação de Sistemas de Distribuição de Água, Uma metodologia de abordagem. Lisboa: LNEC, 1995.
8. BOURKE, NOEL, CARTY, GERRY, CROWE, MATT e LAMBERT, MARION - Water Treatment Manuals - Filtration. Irlanda: Environmental Protection Agency, 1995.
9. CHIN, DAVID A. - Water-Quality Engineering in Natural Systems. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2006.
10. CLEASBY, JOHN L. e LOGSDON, GARY S.- Granular Bed and Precoat Filtration: Water Quality and Treatment - A Handbook of Community Supplies. 5ª edição. United States of America: McGraw-Hill, Inc., 1999, actual. [Consult. 30 de Setembro 2012]. Disponível em  
WWW:<URL:<http://faculty.ksu.edu.sa/Almutaz/Documents/ChE-413/Water%20Quality%20and%20Treatment%20Handbook.pdf>>.

11. CONSÓRCIO AMBIO, CHIRON, AGRI.PRO, DRENA, HLC, FBO - Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Vouga - Síntese da Análise e Diagnóstico da Situação Actual: Sumário Executivo. Direção Regional do Ambiente do Centro: Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, 2002.
12. CONSÓRCIO ECHIRON, ATKINS, CENOR, AGRI.PRO AMBIENTE - Climatologia. Administração da Região Hidrográfica do Centro: Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento de Território, 2011.
13. CONSÓRCIO ECHIRON, ATKINS, CENOR, AGRI.PRO AMBIENTE - Plano de Gestão das Bacia Hidrográfica dos Rios Vouga, Mondego e Lis Integrados na Região Hidrográfica 4 - Avaliação Ambiental Estratégica. Administração da Região Hidrográfica do Centro, IP: Ministérios da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território, 2011.
14. CONSÓRCIO ECHIRON, ATKINS, CENOR, AGRI.PRO AMBIENTE - Plano De Gestão das Bacias Hidrográficas dos Rios Vouga, Mondego e Lis Integradas na Região Hidrográfica 4 - Anexo I - Peças desenhadas. Administração da Região Hidrográfica do Centro, IP: Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento de Território, 2011.
15. CONSÓRCIO ECHIRON, ATKINS, CENOR, AGRI.PRO AMBIENTE - Plano De Gestão das Bacias Hidrográficas dos Rios Vouga, Mondego e Lis Integradas na Região Hidrográfica 4 - Anexo I - Peças desenhadas, Desenho 09 - Humidade média anual relativa do ar às 09:00h (%). Administração da Região Hidrográfica do Centro, IP: Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento de Território, 2011.
16. CONSÓRCIO ECHIRON, ATKINS, CENOR, AGRI.PRO AMBIENTE - Plano De Gestão das Bacias Hidrográficas dos Rios Vouga, Mondego e Lis Integradas na Região Hidrográfica 4 - Relatório Técnico para efeitos de consulta pública. Administração da Região Hidrográfica do Centro, IP: Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento de Território, 2011.
17. CONSÓRCIO ECHIRON, ATKINS, CENOR, AGRI.PRO AMBIENTE - Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos rios Vouga, Mondego e Lis Integradas na Região Hidrográfica 4, Parte 2 - Caracterização da Região Hidrográfica. 1.8 - Sistemas de Abastecimento de Água e Sistemas de Drenagem e Tratamento de Águas Residuais. Administração da Região Hidrográfica do Centro, IP: Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento de Território, 2012.

18. DAQV - Sobre a importância de preservarmos a água [em linha]. Departamento de Ambiente e Qualidade de Vida - Câmara Municipal da Maia. [Consult. 23 de Agosto 2012]. Disponível em WWW:<URL:<http://ambiente.maiadigital.pt/ambiente/agua/mais-informacao-1/sobre-a-importancia-de-preservarmos-a-agua>>.
19. DECRETO-LEI n.º 306/2007 de 27 de Agosto. Diário da República, 1ª Série - N.º 164/2007. Imprensa Nacional Casa da Moeda, Lisboa.
20. EEA - Nutrients in European Ecosystems. Copenhaga: European Environment Agency, 1999.
21. EPA - Direct Filtration [em linha]. United States Environmental Protection Agency. [Consult. 8 de Outubro 2012]. Disponível em WWW:<URL:<http://iaspub.epa.gov/tdb/pages/treatment/treatmentOverview.do;jsessionid=VrMgQyJfS16Wpcp5r8YVly4HLSL2IMp9BzLnh2TkVf52ndTLTjh!1293578791?processId=1667135053>>.
22. EPA- Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual. Estados Unidos da América: United States Environmental Protection Agency, 1999, actual. [Consult. Disponível em
23. EPA - Long Term 1 Enhanced Surface Water Water Treatment Rule Turbidity Provisions Estados Unidos da América: United States Environmental Protection Agency, 2004.
24. FAO - WORLD SOIL RESOURCES. An explanatory note on the FAO World Soil Resources Map at 1:25 000 000 scale [em linha]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1993. [Consult. 6 de Novembro 2012]. Disponível na internet:<URL:[http://books.google.pt/books?id=Esu5FOrHdGUC&printsec=frontcover&hl=pt-PT&source=gbp\\_ge\\_summary\\_r&cad=0#v=onepage&q&f=false](http://books.google.pt/books?id=Esu5FOrHdGUC&printsec=frontcover&hl=pt-PT&source=gbp_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false)>.
25. FERREIRA, ANTÓNIO MIGUEL PEREIRA JORGE - Dados Geoquímicos de Base de Sedimentos Fluviais de Amostragem de Baixa Densidade de Portugal Continental: Estudo de Factores de Variação Regional. Aveiro: Universidade de Aveiro, 2000. f.

26. GREGOR, J. E., NOKES, C. J. e FENTON, E. - Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation. *Water Research*. ISSN 0043-1354. Vol. 31, n.º 12 (1997), p. 2949-2958.
27. HALL, T - *Water Treatment Processes and Practices*. 2nd Swindon: WRC, 1997.
28. HEALTH, MINNESOTA DEPARTMENT OF- Coagulation and Flocculation: Minnesota Water Works Operations Manual. Minnesota, 2009, actual. [Consult. 30 de Setembro 2012]. Disponível em WWW:<URL:<http://www.mrwa.com/Chapter12Coagulation.pdf>>.
29. HEALTH, MINNESOTA DEPARTMENT OF- Filtration: Minnesota Water Works Operations Manual. Minnesota, 2009, actual. [Consult. 12 de Outubro 2012]. Disponível em WWW:<URL:<http://www.mrwa.com/Chapter18Filtration.pdf>>.
30. HU, CHENGZHI, LIU, HUIJUAN, QU, JIUHUI, WANG, DONGSHENG e RU, JIA - Coagulation Behavior of Aluminum Salts in Eutrophic Water: Significance of Al<sup>13</sup> Species and pH Control. *Environmental Science & Technology*. ISSN 0013-936X. Vol. 40, n.º 1 (2005), p. 325-331.
31. IAPMEI - Glossário [em linha]. Instituto de Apoio às Pequenas e Médias Empresas e à Inovação. [Consult. 13 de Novembro 2012]. Disponível em WWW:<URL:<http://www.iapmei.pt/iapmei-gls-02.php?glsid=5&letra=C>>.
32. IM - Normais climatológicas [em linha]. Instituto de Meteorologia, IP. [Consult. 5 de Agosto 2012]. Disponível em WWW:<URL:<http://www.meteo.pt/pt/oclima/normais.clima/>>.
33. INSAAR - Estado dos Sistemas Públicos Urbanos de Abastecimento de Água e de Drenagem e Tratamento de Águas Residuais. Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais: Agência Portuguesa do Ambiente, 2010.
34. JEFFRIES, MICHAEL e MILLS, DEREK - *Freshwater Ecology. Principles and Applications*. West Sussex: John Wiley & Sons Ltd, 1990.
35. KEVAN, LARRY- *Microporous Materials: Zeolites, Clays, and Aluminophosphates*: Encyclopedia of Physical Science and Technology (Third Edition). New York: Academic Press, 2003, actual. [Consult. 19 de Outubro 2012]. Disponível em WWW:<URL:<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B0122274105004427>>. ISBN/ISSN 978-0-12-227410-7.

36. LENCASTRE, A. e FRANCO, F. M. - Lições de Hidrologia. 2ª Edição. Almada: Serviços Editoriais da Universidade Nova de Lisboa, 1992.
37. LETTERMAN, RAYMOND D., AMIRTHARAJAH, APPIAH e MELIA, CHARLES R. O' - Coagulation and Flocculation: Water Quality and Treatment - A Handbook of Community Water Supplies. 5ª edição. United States of America: McGraw-Hill, Inc., 1999, actual. [Consult. 30 de Setembro 2012]. Disponível em WWW:<URL:<http://faculty.ksu.edu.sa/Almutaz/Documents/ChE-413/Water%20Quality%20and%20Treatment%20Handbook.pdf>>.
38. LI, TAO, ZHU, ZHE, WANG, DONGSHENG, YAO, CHONGHUA e TANG, HONGXIAO - Characterization of floc size, strength and structure under various coagulation mechanisms. Powder Technology. ISSN 0032-5910. Vol. 168, n.º 2 (2006), p. 104-110.
39. LIMA, SANDRA - Optimização da filtração rápida, para tratamento da água captada no rio Vouga pelo Sistema Regional do Carvoeiro. Aveiro: Universidade de Aveiro - Águas do Vouga, 2004.
40. LNEG - Hidrolex - Léxico de Termos Hidrogeológicos [em linha]. Laboratório Nacional de Energia e Geologia, I. P. [Consult. 12 de Outubro 2012]. Disponível em WWW:<URL:[http://geoportal.lneg.pt/index.php?option=com\\_content&view=article&id=54&Itemid=4&lg=pt](http://geoportal.lneg.pt/index.php?option=com_content&view=article&id=54&Itemid=4&lg=pt)>.
41. LNEG - Hidrolex - Léxico de Termos Hidrogeológicos - Evapotranspiração potencial [em linha]. Laboratório Nacional de Energia e Geologia, I. P. [Consult. 5 de Novembro 2012]. Disponível em WWW:<URL:[http://geoportal.lneg.pt/index.php?option=com\\_content&view=article&id=54&Itemid=4&lg=pt](http://geoportal.lneg.pt/index.php?option=com_content&view=article&id=54&Itemid=4&lg=pt)>.
42. METCALF & EDDY, INC - Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4th. New York: Mc Graw-Hill, 2003.
43. NADAIS, HELENA e DIAS, ANA CLÁUDIA- Manual de Trabalhos Práticos 2008/2009 - Aulas práticas de TFQAE (Tecnologias de Tratamento de Águas e Efluentes - Tratamento Físico-Químico). Aveiro: Universidade de Aveiro, 2008, actual. [Consult. Disponível em

44. NAS - Filtration Systems - Safe Drinking Water is Essential [em linha]. National Academy of Sciences. [Consult. 24 de Setembro 2012]. Disponível em WWW:<URL:<http://www.drinking-water.org/html/en/Treatment/Filtration-Systems.html>>.
45. NSF - Products Certified by NSF International [em linha]. Reino Unido: The Public Health and Safety Company. [Consult. 24 de Outubro 2012]. Disponível em WWW:<URL:[http://www.nsf.org/Certified/consumer/listings\\_results\\_detail.asp?cust\\_id=C0051246&search\\_tbl=ols\\_pws\\_chemicals&search\\_field=model\\_desc\\_search&std\\_id=060&com\\_detail=Y&prog\\_dir=PwsChemicals&prog\\_add=N&link\\_field=model\\_desc\\_search&final\\_detail=Y&final\\_filter=Magnafloc+LT25&field\\_text=Model%20Name](http://www.nsf.org/Certified/consumer/listings_results_detail.asp?cust_id=C0051246&search_tbl=ols_pws_chemicals&search_field=model_desc_search&std_id=060&com_detail=Y&prog_dir=PwsChemicals&prog_add=N&link_field=model_desc_search&final_detail=Y&final_filter=Magnafloc+LT25&field_text=Model%20Name)>.
46. OLIVEIRA, F., SILVA, J. F., OLIVEIRA, P. F. e OLIVEIRA, M. F.- Indicadores de qualidade da água fornecida pelo Sistema Regional do Carvoeiro a partir das captações no rio Vouga: Encontro Nacional de Entidades Gestoras de Água e Saneamento - ENEG. Lisboa, 2001, actual. [Consult. Disponível em
47. OPHA - Surface Water Treatment [em linha]. Oregon Public Health Authority. [Consult. 12 de Setembro 2012]. Disponível em WWW:<URL:<http://public.health.oregon.gov/HealthyEnvironments/DrinkingWater/Operations/Treatment/Pages/index.aspx>>.
48. SANTOS, JULIANA - Estudo da relação entre o caudal e indicadores de qualidade da água no Médio Vouga. Aveiro: Universidade de Aveiro, 2008. f.
49. SILVA, J. FIGUEIREDO DA e OLIVEIRA, FAUSTO- The eutrophication in the river Vouga basin - impacts on the quality of water for public supply: The Fourth Colloquium on Hydrology and Management of Water Resources. Guimarães, Portugal, 2005, actual. [Consult. Disponível em
50. SILVA, J. FIGUEIREDO DA, RIOS, P., APARÍCIO, R., PINHEIRO, M. e OLIVEIRA, FAUSTO- A captação de água no rio Vouga e o controlo do processo de eutrofização: 8º Congresso da Água – “Água, Sede de Sustentabilidade”. Figueira da Foz, 2006, actual. [Consult. Disponível em
51. SNIRH - Boletim de Precipitação [em linha]. Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. [Consult. 6 de Setembro 2012]. Disponível em WWW:<URL:<http://snirh.pt/index.php?idMain=1&idItem=1.1>>.

52. SOARES, TÂNIA - Remoção da carga orgânica afluyente à ETAR de Tolosa por coagulação - floculação química. Lisboa: Universidade Nova de Lisboa, 2009. f.
53. TRINDADE, TEODORO e MANUEL, RENATO- Protocolo Experimental - Ensaio de Tratabilidade em Águas Residuais (Tratamentos Físico-Químicos: Coagulação/Floculação). Lisboa: Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, 2006, actual. [Consult. Disponível em
54. WST - About Coagulation and Flocculation... [em linha]. Water Specialists Technologies LLC. [Consult. 12 de Setembro 2012]. Disponível em WWW:<URL:[http://www.waterspecialists.biz/html/about\\_coagulation\\_flocculation.html](http://www.waterspecialists.biz/html/about_coagulation_flocculation.html)>.
55. XU, WEIYING, GAO, BAOYU, WANG, YAN, YANG, ZHONGLIAN e BO, XIAOWEN - Role of Al<sup>3+</sup> species in removal of natural organic matter from low specific UV absorbance surface water and the aggregates characterization. Chemical Engineering Journal. ISSN 1385-8947. Vol. 171, n.º 3 (2011), p. 926-934.





## Anexo 1 – Calibrações e padronizações

### *Reta de calibração para a turbidez*

A reta de calibração para a turbidez foi obtida a partir de soluções com turbidez conhecida utilizando a suspensão padrão de formazinha. Os valores utilizados na construção da reta encontram-se na Tabela A.1.

**Tabela A.0.1 – Valores de turbidez (NTU) e absorvância no comprimento de onda de 253,7 nm utilizados na construção de uma reta de calibração.**

Turbidez (NTU)	Absorvância ( $\lambda=253,7$ )
0	0
1	0,009
2	0,018
3	0,027
4	0,037
5	0,047
6	0,057
7	0,066
8	0,076

Na Figura A.1 encontra-se a representação gráfica e respetiva equação da reta dos dados descritos na Tabela A.1.

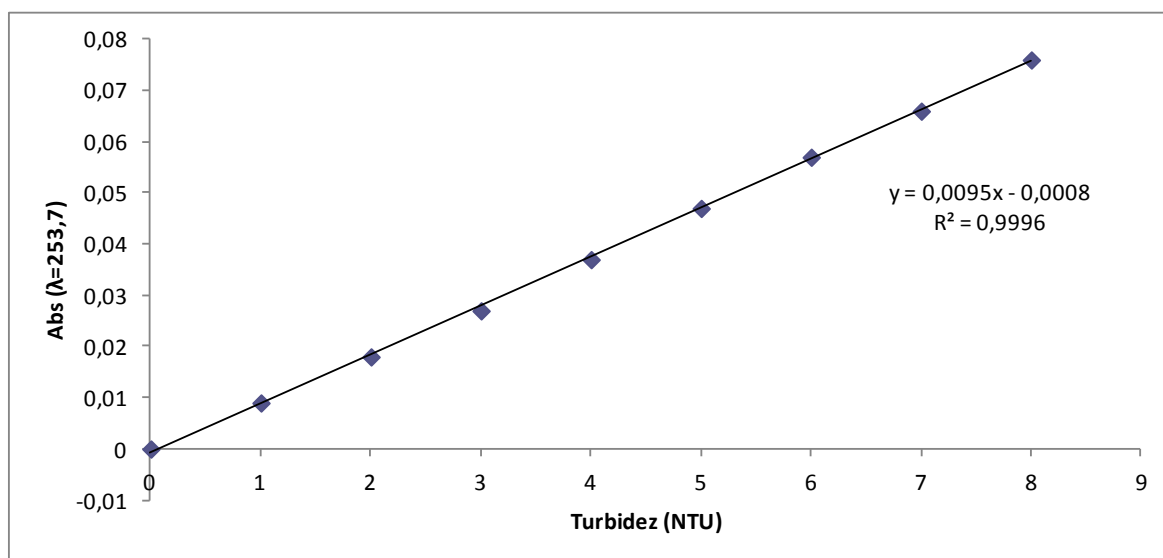


Figura A.1 – Representação gráfica da uma reta de calibração com a turbidez (NTU) no eixo das abcissas e a absorvância no comprimento de onda de 253,7 nm no eixo das ordenadas e respetiva equação da reta.

### Padronização do FAS

Na medição do CQO pelo Método do Refluxo Tritrimétrico é necessário padronizar o FAS. A padronização encontra-se a seguir. Na Tabela A.2 encontram-se os valores dos volumes de FAS registados na bureta antes e no final da mudança de cor (titulação) para cada réplica e respetivos volumes gastos ( $\Delta V$ ), e a médias destes.

Tabela A.0.2 – Valores dos volumes (mL) de FAS registados na bureta antes e após a mudança de cor ( $V_{\text{inicial}}$  e  $V_{\text{final}}$ ) nas três réplicas e respetivo volume de FAS utilizado ( $\Delta V$ ); média dos volumes de FAS gastos.

N.º Réplica	Solução padrão de $K_2Cr_2O_7$		
	$V_{\text{inicial}}$ (mL)	$V_{\text{final}}$ (mL)	$\Delta V$ (mL)
Réplica 1	5,9	12,4	6,5
Réplica 2	4,8	11,2	6,4
Réplica 3	13,0	19,7	6,7
		Média	6,5

Após a titulação a Equação 10, descrita previamente, é aplicada.

$$[\text{Eq.10}] N_{\text{FAS}} \left[ \frac{\text{eq}}{\text{L}} \right] = \frac{V_{K_2Cr_2O_7}}{V_{\text{FAS}}} \times 0,1$$

O volume de  $K_2Cr_2O_7$  utilizado foi 6 mL e a média do volume de FAS foi 6,5 mL resultando que a normalidade do FAS foi 0,09 eq/L.

### *Padronização do ácido sulfúrico*

A padronização do ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) 0,02N para a medição da alcalinidade das amostras foi realizada através de uma titulação deste contra uma solução de carbonato de sódio 0,05N até pH 5. O  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,02N foi previamente preparado tal como a solução de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  0,05N. A normalidade do padrão ácido é determinada através da aplicação da Equação 13.

$$[\text{Eq. 13}] N = \frac{A \times B}{53,00 \times C}$$

A – massa (g) de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  utilizada na preparação da solução;

B – volume (mL) da solução de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  usada na titulação;

C – volume (mL) de ácido gasto.

A massa de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  foi 2,5 g e o volume usado na titulação foi 10 mL. A réplica dos volumes de ácido sulfúrico gasto e média correspondente encontra-se na Tabela A.3. De salientar que cada réplica envolve duas titulações, ambas até atingir pH igual a 5. Contudo, a “segunda” é após uma fervura com o titulado e o titulante gasto na primeira titulação.

**Tabela A.0.3 – Valores dos volumes (mL) de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,02N gastos na titulação das três réplicas com 10 mL da solução padrão de  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  0,05N. As réplicas (\*) referem-se às soluções após fervura e correspondente volume de ácido gasto.**

N.º Réplica	V <sub>inicial</sub> (mL)	V <sub>final</sub> (mL)	$\Delta V$ (mL)	$\Delta V_{\text{final}}$ (mL)
Réplica 1	1,05	24,05	23,00	23,35
Réplica 1*	17,65	18,00	0,35	
Réplica 2	0,25	22,35	22,10	22,90
Réplica 2*	18,05	18,85	0,80	
Réplica 3	1,35	24,65	23,30	24,00
Réplica 3*	18,90	19,60	0,70	
			<b>Média</b>	23,42

Através da aplicação da Equação 13 determinou-se que a normalidade do  $\text{H}_2\text{SO}_4$  foi de 0,02 eq/L.



## Anexo 2 – Observações durante os ensaios de filtração à escala piloto

As Tabelas A.4, A.5, A.6 e A.7 listam as observações e registos efetuados ao longo dos ensaios de filtração à escala piloto.

**Tabela A.0.4 – Observações e registo dos ensaios de filtração sem adição de químicos à escala piloto. Registo da data, número de filtração, volume (mL) de coagulante adicionado em cada filtração, volume (mL) da base de hidróxido de cálcio adicionada, volume de floculante (mL), velocidade de filtração (m/h) e volume (L) total filtrado.**

Data	N.º Filtração	Volume de coagulante (mL)	Volume de base (mL)	Volume de floculante (mL)	Velocidade de filtração (m/h)	Volume filtrado (L)
12/06/2012	1	0	0	0	11,6	650
	2	0	0	0	12,0	650
	3	0	0	0	11,3	650
	4	0	0	0	11,3	650
	5	0	0	0	11,5	650
	6	0	0	0	11,5	650
	7	0	0	0	11,3	650
	8	0	0	0	11,9	690
	9	0	0	0	11,7	650
	10	0	0	0	11,3	650
	11	0	0	0	12,3	650
13/06/2012	12	0	0	0	11,8	650
	13	0	0	0	11,4	640
	14	0	0	0	11,3	650
	15	0	0	0	11,4	660
	16	0	0	0	12,1	660
	17	0	0	0	12,0	660
	18	0	0	0	11,9	660
	19	0	0	0	12,0	660
	20	0	0	0	12,0	660
14/06/2012	21	0	0	0	12,1	650
	22	0	0	0	12,0	650
	23	0	0	0	12,2	660
	24	0	0	0	11,7	660
	25	0	0	0	12,2	650
	26	0	0	0	11,5	700
	27	0	0	0	11,7	680
	28	0	0	0	11,4	670
	29	0	0	0	12,0	650
	30	0	0	0	12,0	650
	31	0	0	0	12,4	680
	32	0	0	0	11,6	660

Tabela A.0.5 - Observações e registo dos ensaios de filtração com coagulante à escala piloto. Registo da data, número de filtração, volume (mL) de coagulante adicionado em cada filtração, volume (mL) da base de hidróxido de cálcio adicionada, volume de floculante (mL), velocidade de filtração (m/h) e volume (L) total filtrado.

Data	N.º Filtração	Volume de coagulante (mL)	Volume de base (mL)	Volume de floculante (mL)	Velocidade de filtração (m/h)	Volume filtrado (L)
18/06/2012	1	46	137,5	0	12,8	650
	2	30	89,4	0	12,4	770
	3	30	89,4	0	12,3	650
	4	30	89,4	0	12,5	680
	5	30	89,4	0	11,8	660
	6	30	89,4	0	12,3	670
	7	30	89,4	0	11,7	660
	8	30	89,4	0	11,8	650
	9	30	89,4	0	12,0	650
	10	30	89,4	0	12,4	650
	11	30	89,4	0	11,7	650
19/06/2012	12	46	137,5	0	11,6	650
	13	30	89,4	0	12,1	650
	14	30	89,4	0	12,1	650
	15	30	89,4	0	12,2	650
	16	30	89,4	0	12,7	650
	17	30	89,4	0	12,2	660
	18	30	89,4	0	12,3	670
	19	30	89,4	0	12,3	670
	20	30	89,4	0	11,6	650

Tabela A.0.6 - Observações e registo dos ensaios de filtração com coagulante e floculante à escala piloto. Registo da data, número de filtração, volume (mL) de coagulante adicionado em cada filtração, volume (mL) da base de hidróxido de cálcio adicionada, volume de floculante (mL), velocidade de filtração (m/h) e volume (L) total filtrado.

Data	N.º Filtração	Volume de coagulante (mL)	Volume de base (mL)	Volume de floculante (mL)	Velocidade de filtração (m/h)	Volume filtrado (L)
20/06/2012	1	46	137,5	50	12,5	650
	2	30	89,4	32,5	12,0	650
	3	30	89,4	32,5	11,6	660
	4	30	89,4	32,5	11,6	660
	5	30	89,4	32,5	12,4	660
	6	30	89,4	32,5	11,6	660
	7	30	89,4	32,5	12,1	650
	8	46	137,5	50	11,6	650
	9	30	89,4	32,5	11,8	690
	10	30	89,4	32,5	11,6	640
	11	30	89,4	32,5	12,2	650

Tabela A.0.7 - Observações e registo dos ensaios de filtração convencional após sedimentação à escala piloto. Registo da data, número de filtração, volume (mL) de coagulante adicionado em cada filtração, volume (mL) da base de hidróxido de cálcio adicionada, volume de floculante (mL), velocidade de filtração (m/h) e volume (L) total filtrado.

Data	N.º Filtração	Volume de coagulante (mL)	Volume de base (mL)	Volume de floculante (mL)	Velocidade de filtração (m/h)	Volume filtrado (L)
03/07/2012	1	46	137,5	50	12,3	650
	2	30	89,4	32,5	11,9	650
	3	30	89,4	32,5	11,9	690
04/07/2012	4	46	137,5	50	12,4	600
	5	30	89,4	32,5	12,2	650